

Aus dem Institut und der Poliklinik für Arbeits-, Sozial- und Umweltmedizin der  
Ludwig-Maximilians-Universität München

Direktor: Prof. Dr. med. Dennis Nowak

**Bestandsaufnahme einer individuellen Feinstaubaufnahme in öffentlichen  
Verkehrsmitteln im Großraum München über die Jahre 2005 bis 2009**

Dissertation  
zum Erwerb des Doktorgrades der Medizin  
an der Medizinischen Fakultät der  
Ludwig-Maximilians-Universität zu München

vorgelegt von Mia Marike Wermelt,  
geb. Kraft  
aus Kiel  
im Jahr 2015

Mit Genehmigung der Medizinischen Fakultät  
der Universität München

Berichterstatter:	Prof. Dr. med. Dennis Nowak
Mitberichterstatter:	Priv. Doz. Dr. med. Hanno Leuchte
Mitbetreuung durch den promovierten Mitarbeiter:	Dr. rer. nat. Rudolf Schierl
Dekan:	Prof. Dr. med. dent. Reinhard Hickel
Tag der mündlichen Prüfung:	22.10.2015

# Inhaltsverzeichnis

1.	Einleitung .....	1
1.1	Grundlagen zum Feinstaub.....	2
1.1.1	Einflussfaktoren auf Zusammensetzung der Umgebungsluft .....	3
1.1.2	Einteilung der Staubpartikel.....	4
1.1.3	Feinstaubentstehung und Feinstaubquellen.....	5
1.2	EU-Richtlinie Luftqualität, Grenzwerte Particulate Matter (PM).....	7
1.3	Luftqualität in Deutschland, Bayern und München .....	8
1.4	Aufnahme von Feinstaub in den Körper und seine Wirkung.....	10
1.5	Zielsetzung .....	14
2	Material und Methoden .....	15
2.1	Eingesetzte Geräte.....	15
2.1.1	Grimm Model 1.108.....	16
2.1.2	TSI Model 3007 .....	16
2.1.3	Q-Trak 8552 .....	17
2.1.4	Messstation Lothstraße.....	17
2.2	Transportmittel und Streckenverlauf.....	18
2.2.1	Bus.....	19
2.2.2	Tram .....	19
2.2.3	Fahrrad .....	19
2.2.4	S-Bahn.....	20
2.2.5	U-Bahn .....	20
2.3	Weitere Messorte.....	20
2.3.1	Verkehrsflächen Außen.....	20
2.3.2	Verkehrsflächen Innen .....	21
2.4	Belüftungssituation.....	21
2.5	Messzeitraum und Untersucher .....	21
2.6	Messablauf .....	21
2.7	Protokoll.....	22
2.7.1	Erhebung der Fahrgastzahl.....	23
2.8	Software .....	23
2.9	Stichprobengleichheit / Normalverteilung .....	23
3	Ergebnisse .....	24
3.1	Beispiel für eine Messfahrt .....	24
3.2	Deskriptive Statistik .....	25

3.2.1	Anzahl der Messminuten und Median .....	25
3.2.2	Korrelation und Regressionsanalyse .....	26
3.3	Vergleich aller Messorte .....	30
3.3.1	Allgemeiner Vergleich der Messorte .....	30
3.3.2	Vergleich der Jahreszeiten .....	33
3.3.3	Vergleich der Jahre 2005 bis 2009 .....	35
3.3.4	Vergleich der Tageszeiten .....	36
3.4	Vergleich einzelner Messorte .....	37
3.4.1	Vergleich der Teilstrecken der Tram .....	37
3.4.2	Vergleich der Teilstrecken der S- und U-Bahn .....	38
3.4.3	Vergleich der Verkehrsflächen Außen und Innen .....	39
3.4.4	Vergleich von Messfahrten mit U-Bahn und Fahrrad .....	39
3.4.5	Fahrgastzahl und CO <sub>2</sub> .....	40
4	Diskussion .....	41
4.1	Methodenkritik .....	41
4.2	Diskussion der Ergebnisse .....	43
4.2.1	Beispiel für eine Messfahrt .....	43
4.2.2	Deskriptive Statistik .....	44
4.2.3	Alle Messorte .....	46
4.2.4	Einzelne Messorte .....	56
4.3	Schlussfolgerungen und Ausblick .....	61
5	Zusammenfassung .....	63
6	Abbildungsverzeichnis .....	65
7	Tabellenverzeichnis .....	66
8	Literaturverzeichnis .....	67
9	Anhang .....	72
10	Danksagung .....	78

# 1. Einleitung

Seit einigen Jahren gewinnt das Thema Feinstaubkonzentration in der Umgebungsluft auch in der breiten Öffentlichkeit zunehmend an Bedeutung. Dies liegt vor allem an dem wachsenden Bewusstsein für die schädlichen Einflüsse von Feinstaub auf die Gesundheit. Der Luft ist in der Regel nicht anzusehen, ob und wie schädlich sie ist. Dennoch ist den meisten Menschen mittlerweile bewusst, dass es einige Faktoren gibt, die ganz eindeutig zur Feinstaubbelastung beitragen wie z.B. der Straßenverkehr. An diesem nimmt jeder von uns in der einen oder anderen Form teil. Dabei sind wir nicht nur täglich der Luftverschmutzung ausgesetzt, sondern auch aktiv an deren Entstehung beteiligt. Abhängig von der Wahl des Verkehrsmittels, ist der Anteil der Neuentstehung zusätzlicher Feinstaubpartikel eher größer (Auto) oder vernachlässigbar (Fahrrad). Diejenigen, die sich für das Nutzen öffentlicher Verkehrsmittel entscheiden, tragen sicher weniger zur Feinstaubbelastung bei als jene, die sich für wenige Kilometer alleine in ein Auto setzen. Doch welcher Feinstaubbelastung sind sie alle ausgesetzt? Die Europäische Kommission nimmt an, dass 2010 ca. 420.000 Menschen in der EU aufgrund von Luftverschmutzung frühzeitig gestorben sind (EU, 2013). Umfangreiche Follow-ups der zwei größten US amerikanischen Studien aus den Jahren 2009 und 2012 weisen auf einen Anstieg der Mortalität von 14% mit jedem weiteren Anstieg von  $PM_{2.5}$  um  $10\mu g/m^3$  (Lepeule, Laden, Dockery, & Schwartz, 2012), bzw. auf einen Anstieg der Lebenserwartung um ca. 9,2 Monate durch ein Sinken der Feinstaubkonzentration um  $10\mu g/m^3$  hin (Pope, Ezzati, & Dockery, 2009).

München hat ein sehr gut ausgebautes Netz an öffentlichen Verkehrsmitteln und dieses wird sowohl von Anwohnern wie Touristen stark frequentiert. Im Jahr 2013 haben knapp 700 Mio. Menschen die Angebote des Münchner Verkehrs- und Tarifverbunds (MVG) genutzt (MVG). Das entspricht über 1,8 Mio. Passagieren, die pro Tag durch den MVG befördert wurden. (Im Jahr 2013 waren ca. 1,4 Mio. Menschen mit Erstwohnsitz in München gemeldet.) Diese Menschen haben sich alle einer Feinstaubbelastung in den öffentlichen Verkehrsmitteln ausgesetzt. Dabei stellt sich nun die Frage, ob in den einzelnen Verkehrsmitteln Unterschiede in der Konzentrationen von Feinstaub zu finden sind.

Ausgehend von den Studien, die bisher zu diesem Thema veröffentlicht wurden, untersuchten wir für den Großraum München die individuelle Feinstaubbelastung in öffentlichen Verkehrsmitteln. Dabei sollten alle öffentlichen Verkehrsmittel des MVG

und die S-Bahn genutzt werden, sowie Fahrten in alle Richtungen unternommen werden, um möglichst vielschichtige Aussagen treffen zu können. Zu Beginn der Promotion waren bereits Daten vorhanden. Diese sollten in die Arbeit einfließen, so dass ein großer zeitlicher Rahmen abgedeckt werden konnte. Um einen weiteren Aspekt zu untersuchen, wurden zusätzlich Messfahrten mit dem Fahrrad unternommen.

## **1.1 Grundlagen zum Feinstaub**

Die Atmosphäre ist ein Gemisch aus mehreren Komponenten und Phasen, das sich zusammensetzt aus Gasen, in denen flüssige und feste Stoffe dispergiert sind. Dies wird im Allgemeinen als Staub verstanden. Die luftgetragenen Teilchen werden auch als Partikel oder Aerosol bezeichnet. Die einzelnen Partikel sind mit bloßem Auge nicht sichtbar, ihre Größe liegt bei wenigen nm bis mehrere 10 µm. Vor allem in Großstädten ist ab einer hohen Teilchenkonzentration die belastete Umgebungsluft bei bestimmten meteorologischen Bedingungen als Smog wahrnehmbar.

Die Luftqualität wird beeinflusst von verschiedenen Faktoren, unter anderem von Schadstoffen. Quellen der Verschmutzung können natürlichen oder anthropogenen Ursprungs sein. Große Bedeutung haben neben gasförmigen Luftschadstoffen und Schwefeldioxid dispergierte Staubpartikel. Im Laufe der Jahre veränderte sich die Zusammensetzung der luftgetragenen Partikel und damit auch ihre Schädlichkeit. Noch Mitte des 18. Jahrhunderts spielte Verschmutzung durch Verbrennung fossiler fester Energieträger wie Kohle eine große Rolle. Heute hat die Belastung durch photochemische Luftverschmutzung, wie z.B. Ozon, sowie durch den zunehmenden motorisierten Verkehr und seine Emissionen an Bedeutung gewonnen. Insgesamt führten Weiterentwicklung und Einsatz neuer Techniken in den Bereichen Filter, Abgasentsorgung, Brenn- und Kraftstoffen zu einem Rückgang der Gesamtschadstoffbelastung. Der Rückgang der Feinstaubkonzentration war jedoch nicht so deutlich (UBA, 2013). Zum Beispiel ging der Kohleabbau und der Verbrauch von Kohle zum Heizen zurück zugunsten des Verbrauchs flüssiger oder gasförmiger Brennstoffe, welche emissionsärmer verbrennen. Gleichzeitig stieg der Anteil an motorisiertem Verkehr und dessen Fahrleistung. Die Einführung von Abgaskatalysatoren in dieselmotorbetriebenen Kraftfahrzeugen war durchaus als Erfolg zu verbuchen, allerdings wurde dieser Effekt durch die weiterhin zunehmende Zahl der Fahrzeuge wieder zunichte gemacht. Diese Verschiebungen in der Staubemission führten dazu, dass es zwar über die Jahre zu einer deutlichen Abnahme der Gesamtstaubemissionen durch

Reduktion der gröberen Staubfraktion  $>2,5\text{ }\mu\text{m}$  kam, der Anteil der feineren Staubfraktion  $<2,5\mu\text{m}$  dafür umso größer wurde.

### **1.1.1 Einflussfaktoren auf Zusammensetzung der Umgebungsluft**

Verschiedene Faktoren wirken sich auf die Zusammensetzung der Umgebungsluft aus, von denen manche eine natürliche Ursache haben, andere anthropogen sind.

#### **Meteorologische Großwetterlage**

Die Großwetterlage und die damit verbundene luftgetragene „Reisezeit“ einzelner Partikel vor ihrer Abscheidung beeinflusst – auch saisonal – die Zusammensetzung der Umgebungsluft. Haben die Luftflüsse einen größeren Anteil über dem Meer verbracht, nehmen sie mehr maritime Salzpartikel auf. Winde, die über die Sahara geweht sind, führen geogene Erdkrustenminerale mit sich. Regen führt zu einer nassen Deposition von Partikeln auf der Kontaktoberfläche. Inversionswetterlagen, die in den kalten Monaten auftreten können, zeichnen sich durch austauscharme Luftschichtungen und ein Ansammeln von Luftschadstoffen in den unteren Luftschichten aus. Ein milder Winter hingegen kann durch geringere Emissionen aus Heiztätigkeit und weniger Salz- und Splittstreuung auf den Straßen ebenfalls Auswirkungen auf die Feinstaubkonzentration haben. Saisonal spielt eine Mehrbelastung durch Pollen und andere pflanzliche Partikel eine Rolle in der Staubkonzentration.

#### **Regionale Abhängigkeit**

Abhängig vom Ort der Messung wird bei den fest installierten Messstationen unterschieden, ob es sich um einen städtisch verkehrsnahen Bereich, einen städtischen Hintergrund oder eine ländliche Region handelt. Dicht bebaute Straßenschluchten mit hohem Verkehrsaufkommen tragen zu einer anderen Zusammensetzung der Umgebungsluft bei als eine Region, die durch Felder, Wiesen und Wälder geprägt ist.

#### **Anthropogene Faktoren**

Regionen mit vielen anthropogenen Quellen wie Industriegebieten mit Verbrennungsanlagen, Schüttgutumschlägen, aber auch die Landwirtschaft üben einen lokalen Effekt auf die Zusammensetzung der Umgebungsluft aus. Darüber hinaus gibt es saisonale und zeitliche Einflüsse, die sich in der Feinstaubkonzentration widerspiegeln, z.B. durch das verstärkte Heizen im Winter, sowie das Streuen der Straßen mit Salz und Sand. Ein Abfallen in der Feinstaubkonzentration ist am Wochenende, ebenso wie die tageszeitlichen Schwankungen abhängig vom Berufsverkehr zu beobachten.

Die Zusammensetzung der Umgebungsluft ändert sich ständig. Neben oben genannten Einflussgrößen kommt es zu einer Vermischung von Stäuben aus verschiedenen Quellen. Einzelne Partikel oder Anteile können miteinander reagieren oder es kommt zu chemischen Reaktionen an der Oberfläche eines Partikels. Abhängig von Saison, Wind und Wetter, sowie den regionalen Einflüssen tragen diese Faktoren unterschiedlich stark zur Hintergrundkonzentration und der Zusammensetzung der Feinstaubkonzentration bei.

### **1.1.2 Einteilung der Staubpartikel**

Die gängigste Einteilung der Partikel ist die nach der Größe. Abhängig von ihrer Größe dringen Partikel nach inhalativer Aufnahme unterschiedlich weit in den Atemtrakt ein. Zur Einteilung der Partikel nach Größe wird der Äquivalentdurchmesser oder der aerodynamische Durchmesser herangezogen. Berechnet wird er aus dem Vergleich des unregelmäßig geformten Partikels mit einem regelmäßig geformten. Die Einteilung der Feinstaubpartikel der Luft in die verschiedenen Größenfraktionen beruht auf der Einteilung, die 1987 von der US-amerikanischen Umweltschutzbehörde Environmental Protection Agency (US EPA) eingeführt wurde, dem sogenannten National Air Quality-Standard for Particulate Matter (kurz PM-Standard) und unterscheidet zwischen Partikeln mit einem aerodynamischen Durchmesser

- $< 50 \mu\text{m}$  (Schwebstaub oder Total Suspended Particulate Matter TSP). Dieser Begriff beschreibt die in Gasen (Luft) suspendierten Partikel bis  $50 \mu\text{m}^*$ .
- $< 10 \mu\text{m}$  (Particulate Matter  $\text{PM}_{10}$ ). In Deutschland wird diese Fraktion bereits zum Feinstaub gezählt, internationale Klassifizierungen bezeichnen die Fraktion des Feinstaubes mit aerodynamischen Durchmesser zwischen 10 und  $2,5 \mu\text{m}$  als coarse particles (grobe Partikel).
- $< 2,5 \mu\text{m}$  (Particulate Matter  $\text{PM}_{2,5}$ ). Partikel bis zu diesem aerodynamischen Durchmessers werden auch international als Feinstaub klassifiziert.
- $< 0,1 \mu\text{m} = 100 \text{ nm}$  (Ultrafine Particles UFP oder  $\text{PM}_{0,1}$ ).

Der in der Literatur immer wieder auftauchende Begriff Black Smoke (BS) beschreibt die Schwarzfärbung eines Filters durch die Rußpartikel im Staub. Der Grad der

---

\*Ein menschliches Haar hat einen Durchmesser von 50 bis  $70 \mu\text{m}$ .



Schwärzung ermöglicht eine Umrechnung in die Rußkonzentration des Probenfilters in  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , gibt jedoch keine Auskunft über die Größe der Partikel.

Bis 1999 wurde in Deutschland routinemäßig noch die Schwebstaubmessung (TSP) durchgeführt. Um den Anforderungen der EU-Richtlinie zu entsprechen, wurden die Stauberfassungen bis 2001 auf  $\text{PM}_{10}$  umgestellt. Seit Ende der 1990er Jahre wird auch  $\text{PM}_{2.5}$  erfasst, allerdings noch nicht flächendeckend an ungefähr 20 Messstationen, die vorwiegend im ländlichen Raum verteilt sind. An nur ungefähr 10 Stationen wird auch die Konzentration von UFP bestimmt. Die Aussagen zur Konzentration von  $\text{PM}_{2.5}$  und UFP sind im Langzeitverlauf also noch nicht sehr aussagekräftig.

### **1.1.3 Feinstaubentstehung und Feinstaubquellen**

Abhängig von den Entstehungs- und anschließenden Transformationsprozessen wird zwischen primären und sekundären Partikeln unterschieden, sowie nach Herkunft zwischen Partikeln natürlichen oder anthropogenen Ursprungs.

#### **1.1.3.1 Feinstaubentstehung**

Primäre Partikel entstehen im sogenannten Nukleationsmodus und können noch direkt einer Emittentenquelle zugeordnet werden. Sie sind bis ca.  $0,1 \mu\text{m}$  groß, zählen also zu der Fraktion der ultrafeinen Partikel (UFP). Da sie eine hohe diffuse Eigenbeweglichkeit besitzen, agglomerieren sie leicht und wachsen dadurch zu größeren Partikeln. Auch können in der Atmosphäre enthaltene Gase auf den Partikeloberflächen kondensieren oder sich andere Stoffe anlagern. Diese im sog. Akkumulationsmodus entstehenden sekundären Partikel sind hauptsächlich in der feineren Fraktion des Feinstaubes ( $\text{PM}_{2.5}$ ) zu finden. Natürlich können durch weitere Reaktionen und Anreicherung mit maritimen oder geogenem Material noch größere Partikel entstehen. Sekundäre Partikel enthalten in erheblichem Umfang auch anorganische Salze wie Sulfate, Nitrate, Ammonium, sowie kohlenstoffhaltiges Material und Schwermetalle. Lagern sich mehrere kleine zu einem größeren Partikel zusammen, sinkt zwar die Partikelzahl, das einzelne Partikel hat aber mehr Masse. Global entstehen durch Umwandlung emittierter Vorläufersubstanzen noch mal ähnlich viele sekundäre Partikel.

Der massenmäßig größte Anteil der gröberen Fraktion des Feinstaubes ( $2,5$  bis  $10 \mu\text{m}$ ) wird durch im sog. Mineralstaubmodus entstehende Partikel bedingt, die vor allem durch mechanische Vorgänge wie Bodenerosion, Verwehung von Wüstenstaub oder maritimer Salzpartikel entstehen, sowie anthropogen bedingten Staub, der bei

Schüttgutumschlägen oder durch Aufwirbelung von Stäuben aus Steinbrüchen oder Schutt- und Abraumhalden und in der Landwirtschaft entsteht. Außerdem finden sich in dieser Fraktion auch Partikel biologischen Ursprungs wie Pollen oder Teile von oder ganze Kleinstlebewesen.

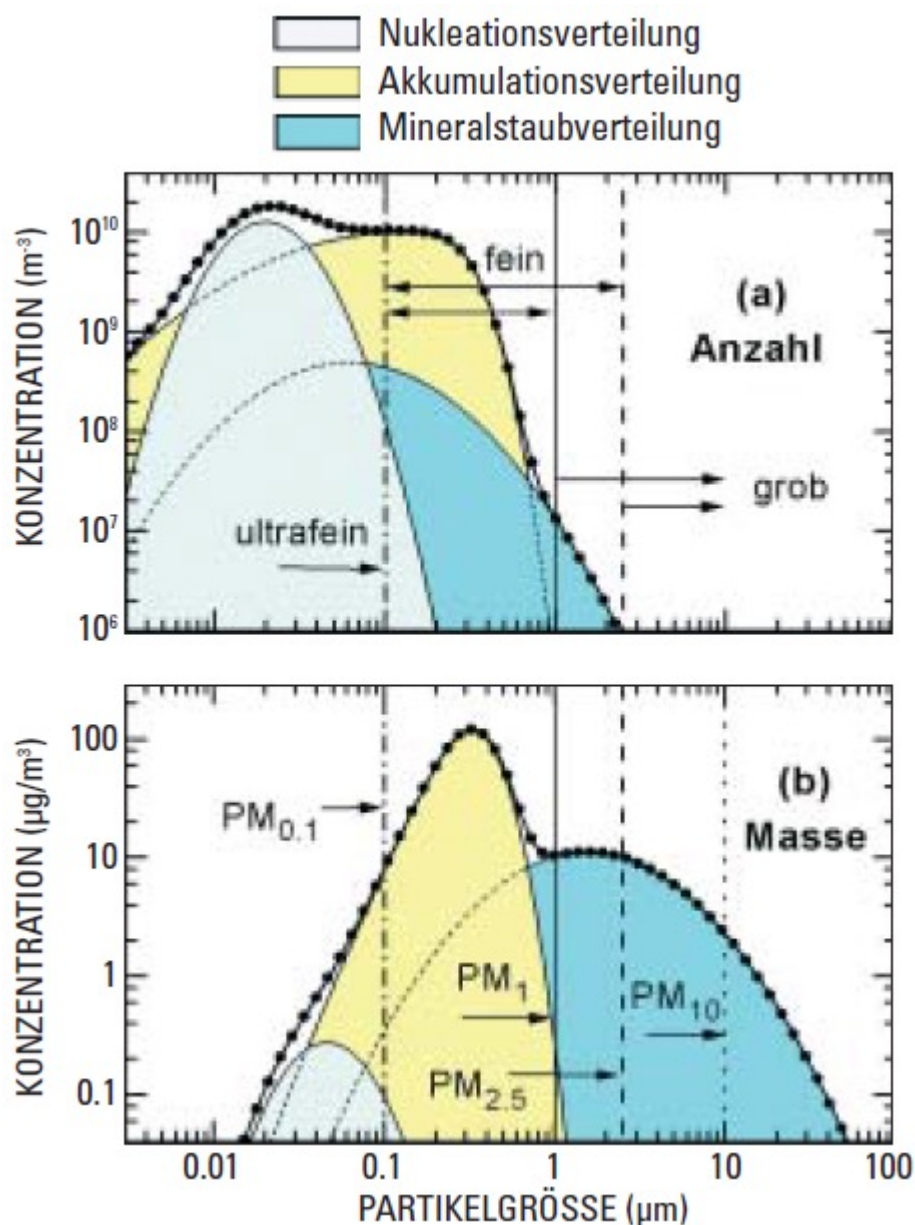


Abb. 1: Mittlere Größenverteilung a) und zugehörige Massenverteilung b) einer für städtische Bereiche typischen Staubbelaugung (Beckers & Koller, 2005).

Partikel aus der Fraktion der ultrafeinen Partikel koagulieren sehr schnell zu größeren Partikeln. Partikel aus der größeren Feinstaubfraktion (2,5 bis 10 μm) werden durch die gravitationsbedingte Sedimentation meist schnell aus der Luft entfernt. Partikel mit einer Größe bis 1 μm und einer geringen Masse (also vor allem aus dem Akkumulationsmodus) haben eine lange Verweildauer (Tage bis Wochen) in der

Atmosphäre, wenn sie nicht durch trockene oder nasse Depositionsvorgänge aus der Luft entfernt werden. Dies ermöglicht Transportstrecken über Tausende von Kilometern.

### 1.1.3.2 Feinstaubquellen

Global stellen Partikel natürlichen Ursprungs den größeren Anteil dar, wohingegen die anthropogenen Partikel lokal und regional für die Bevölkerung meist eine größere Rolle spielen. Abgesehen von den Bioaerosolpartikeln, die bei allergisch sensiblen Personen unerwünschte Reaktionen und durchaus starke gesundheitliche Einschränkungen hervorrufen können, bergen die natürlichen luftgetragenen Partikel ein eher kleines medizinisches Risiko. Die anthropogenen Partikel hingegen führen i.d.R. zu einer breiten Palette an gesundheitlichen Symptomen, bzw. Verschlimmerungen vor allem bei vorbestehend eingeschränktem Gesundheitsstatus. Allerdings können auch primär unbedenkliche biologische Substanzen pathogen werden, wenn sie feine und feinste unlösliche Partikel gebunden haben.

Tab. 1: Feinstaubquellen und Größe der emittierten Partikel (Lahl & Steven, 2004)

Quelle		Partikelgröße (µm)
natürliche Quellen	Bodenerosion und Sandstürme	1 - 150
	Vulkane	0,005 - 150
	Maritimes Aerosol	1 - 20
	Waldbrände	0,005 - 30
	biogene Stäube	0,01 - 50
anthropogene Quellen	stationäre Verbrennung (Heizung, Energieerzeugung)	0,005 - 2,5
	mobile Verbrennung (Verkehr)	0,005 - 2,5
	Verhüttung	0,1 - 30
	industrielle Prozesse (Metallverarbeitung)	0,005 - 2,5
	Schüttgutumschlag	10 - 150
	Zigarettenrauch	0,02 - 10

## 1.2 EU-Richtlinie Luftqualität, Grenzwerte Particulate Matter (PM)

Angelehnt an den 1987 von der US-amerikanischen EPA eingeführten Standard-PM<sub>10</sub>, der 1997 um PM<sub>2,5</sub> erweitert wurde, wurden auch in der Europäischen Union (EU) Richtlinien entwickelt, die eine Limitierung der Schadstoffbelastung der Luft zum Schutz der menschlichen Gesundheit vorsahen. Die erste Luftqualitätsrahmenrichtlinie

wurde am 27.09.1996 vorgelegt (Richtlinie 96/62/EG des Rates der Europäischen Union). Die Grenzwerte der EU-Richtlinie wurden für „normale“, gesunde Individuen festgelegt. Die aktuellste Revision der Richtlinien aus dem Jahr 2008 (EU, 2008) und ihre Umsetzung in nationales Recht 2010 (39. BImSchV) schreibt Grenzwerte vor

für PM<sub>10</sub>:

- Im Jahresdurchschnitt darf die Feinstaubbelastung der Luft mit PM<sub>10</sub> nicht mehr als 40 g/m<sup>3</sup> betragen.
- Der Tagesgrenzwert für PM<sub>10</sub> von 50 µg/m<sup>3</sup> darf an nicht mehr als 35 Tagen in Jahr überschritten werden.

für PM<sub>2,5</sub> neu dazugekommen:

- Es wird ein Zielwert für PM<sub>2,5</sub> von nicht mehr als 25 µg/m<sup>3</sup> im Jahresdurchschnitt eingeführt, der ab 2015 als Grenzwert einzuhalten ist. Ab dem Jahr 2020 liegt der Grenzwert bei 20 µg/m<sup>3</sup> im Jahresdurchschnitt.

Für das Jahr 2012 wurde vom Bayerischen Landesamt für Umwelt eine mittlere Jahresbelastung mit PM<sub>10</sub> für Bayern von 15 – 25 µg/m<sup>3</sup> angegeben. Damit wurde der Grenzwert für das Jahresmittel nicht überschritten. Auch der maximale Tagesmittelwert wurde an allen Messstationen in Bayern eingehalten (B. LfU, 2013).

### **1.3 Luftqualität in Deutschland, Bayern und München**

Das Umweltbundesamt betreibt acht über Deutschland verteilte Messstationen. Die Landesämter für Umwelt messen über Gesamtdeutschland verteilt an mittlerweile über 650 Stationen, davon über 50 in Bayern, die Qualität der Außenluft und die Konzentration von PM<sub>10</sub>, Stickstoffdioxid, Ozon, CO<sub>2</sub> und einer Vielzahl weiterer Stoffe im Feinstaub. PM<sub>2,5</sub> wird in Bayern seit 2008 an fünf ausgewählten Stationen in den Ballungsräumen München (2), Nürnberg/Fürth/Erlangen (1) und Augsburg (2) erfasst. Ultrafeinstaub (UFP) wird bisher nicht routinemäßig gemessen. Je nach Standort der Messstation wird unterschieden, ob die Feinstaubkonzentration in einem eher ländlichen Bereich (rural) oder städtischem Hintergrund (urban), einem Bereich mit hohem Verkehrsaufkommen (traffic-influenced) oder Industrieanlagen (industrial) gemessen wird. Die höchsten Konzentrationen werden in industrie- und verkehrsreichen Gegenden gemessen. Außerdem machen sich saisonale Schwankungen wie Belastung im Sommer mit Pollen oder verstärktem Heizen im Winter lokal bemerkbar. Auch landwirtschaftliche Aktivitäten können die Feinstaubkonzentration beeinflussen.

Innerhalb Deutschlands ist eine Abnahme der Feinstaubkonzentration von Süd nach Nord, sowie von West nach Ost zu erkennen, was mit einer Abnahme der Bevölkerungsdichte in diesen Gegenden verbunden sein kann (Kappos et al., 2004).

Die durch den Menschen verursachte Staubemission spielt vor allem regional und lokal eine große Rolle. Neben den durch die Industrie (v.a. metall- und der steine/erden-verarbeitenden) entstehenden Partikeln ist der Straßenverkehr (inklusive Abrieb und Resuspension) eine der größten Staubquellen. Dabei sind die Emissionen verkehrsbezogener Luftschadstoffe in ihren einzelnen Komponenten oft nicht eindeutig voneinander zu trennen und somit nicht einfach zu bewerten. Ausgehend von den Daten der mittlerweile sehr vielschichtigen Studienlage werden neben Kohlenmonoxid, Benzol und Stickstoffdioxid vor allem Feinstaub, hierbei insbesondere die feinere Fraktion und Dieselrußpartikel in Verbindung mit schädigenden Effekten auf die Gesundheit gebracht.

Laut Umweltbundesamt trägt der lokale Straßenverkehr zu 10% bis 30% zur Belastung durch Feinstaub bei. Ungefähr jeweils zur Hälfte ist dabei (Diesel-)Abgasen bzw. der Staubaufwirbelung und anderer sekundärer Quellen wie Abrieb (Straßen, Reifen, Bremsbelägen) zuzuschreiben. Der verkehrsbedingte Schwebstaub setzt sich aus unterschiedlichen Komponenten zusammen, wobei die Hauptemissionsquellen eines Fahrzeugs Motor (Vergaser und Auspuff), sowie Fahrwerk (Reifen und Bremsen) sind. Abhängig von Motortyp (Otto oder Diesel) und Kraftstoffart werden in verschiedenem Umfang gasförmige Komponenten wie Kohlenmonoxid, Stickstoffoxide, flüchtige organische Verbindungen, sowie Schwefeldioxid frei. Zusätzlich werden auch feste Partikel ausgestoßen, wobei Dieselmotoren, je nach verwendetem Partikelfilter, im Vergleich zu Ottomotoren ein bis zu dreimal so großer Anteil zugeschrieben wird. Die wichtigste Rolle bei den ultrafeinen bis feinen verkehrsspezifischen Emissionen kommt dem bei unvollständiger Verbrennung und während des Verdünnungs- und Abkühlungsvorgangs entstehendem Dieselruß (0,01 - 0,05  $\mu\text{m}$ , durch Koagulation bis zu 0,2  $\mu\text{m}$ ) zu. Die Partikel, die bei Straßen-, Reifen- und Bremsabrieb entstehen, weisen sehr unterschiedliche Größen von  $< 100 \text{ nm}$  bis  $> 30 \mu\text{m}$  auf (Iijima et al., 2007; A. Thorpe & Harrison, 2008; Wählin, Berkowicz, & Palmgren, 2006). Reifenabrieb (Lukewille et al., 2001) und Abrieb von Bremsbelägen (A. J. Thorpe, Harrison, Boulter, & McCrae, 2007) scheinen die größten Quellen für nicht abgasgebundenes  $\text{PM}_{10}$  zu sein. Auch der Straßenabrieb ist eine weitere Emissionsquelle für  $\text{PM}_{10}$ , allerdings schwierig zu identifizieren, da beide Hauptkategorien für Straßenbeläge, Asphalt und

Beton, aus vielen verschiedenen Komponenten zusammengesetzt sind. Als weitere verkehrsgebundene Quelle wird der Resuspension zunehmend Aufmerksamkeit geschenkt, bei der Partikel durch fahrende Autos aufgewirbelt werden (Abu-Allaban, Gillies, Gertler, Clayton, & Proffitt, 2003). Studien zeigen, dass von Verkehr direkt und indirekt emittierte Partikel einen ähnlich hohen Anteil an verkehrsspezifischer Staubproduktion haben (Querol et al., 2004).

#### **1.4 Aufnahme von Feinstaub in den Körper und seine Wirkung**

Schon vor über 80 Jahren ließ sich während sogenannter Smogepisoden mit erhöhter Staubkonzentration eine erhöhte Sterblichkeit der Bevölkerung verzeichnen, z.B. 1930 im Meuse-Tal, Belgien (Friket, 1931); 1947 Donora, Pennsylvania (Mills, 1949); 1952 London, UK (Logan, 1953). Seit den 1970er Jahren gibt es eine Vielzahl an Studien, die sich mit dem Thema gesundheitlicher Auswirkungen inhalativ aufgenommenen Noxen aus der Umgebungsluft beschäftigen und versuchen, die beteiligten Faktoren zu identifizieren, quantifizieren und kontrollieren, vgl. (Valavanidis, Fiotakis, & Vlachogianni, 2008; van Berlo, Hullmann, & Schins, 2012). Die zwei größten und bekanntesten Langzeitstudien auf diesem Gebiet sind die sog. „Harvard six cities“ Studie (H6C) (Dockery et al., 1993) und die „American Cancer Society“ Studie (ACS) (Pope et al., 1995), zu denen es mehrere Follow ups gibt (Krewski, Burnett, Goldberg, Hoover, Siemiatycki, Abrahamowicz, Villeneuve, et al., 2005; Krewski, Burnett, Goldberg, Hoover, Siemiatycki, Abrahamowicz, & White, 2005; Krewski et al., 2003; Krewski et al., 2009; Lepeule et al., 2012; Pope et al., 2002). Diese Studien werteten Daten von über 8000 (H6C), bzw. über 500000 (ACS) Personen seit Mitte der 1970er (H6C), bzw. 1980er Jahre (ACS) aus. Beide Studien konnten einen positiven Zusammenhang zwischen erhöhter Feinstaubkonzentration und Mortalität für kardiopulmonale Erkrankungen und Lungenkarzinom zeigen. (Diese beiden Studien waren auch Grundlage für die 1997 von der amerikanischen EPA entwickelten neuen Grenzwerte für PM<sub>2.5</sub>.) Seit Mitte der 1980er Jahre wuchs das öffentliche Interesse an der Belastung durch luftgetragene Schadstoffe stetig, was sich in einer Vielzahl an Studien zu kurzfristigen Auswirkungen von erhöhter Feinstaubkonzentration auf die Gesundheit widerspiegelt. Die bekanntesten, großen Kurzzeitstudien sind die europäische „Air Pollution and Health: an European Approach“ (APHEA) (Katsouyanni et al., 2001) und die amerikanische „National Morbidity, Mortality and Air Pollution Study“ (NMMAPS) (Samet et al., 2000). Beide Studien zeigten ein Ansteigen der täglichen Gesamtmortalität, Krankenhausaufnahmen aufgrund Asthma und COPD,

sowie kardiovaskulärer Ereignisse. Mehrere Studien zeigten, dass Personen mit Vorerkrankungen der betroffenen Organsysteme maßgeblich betroffen waren, vgl. (Brook et al., 2010; Brown, Zeman, & Bennett, 2002; Peters, 2005). Dabei zeigte sich der engste Zusammenhang mit  $PM_{2,5}$ , gefolgt von  $PM_{10}$  (Kappos et al., 2004).

Abhängig von seiner Partikelmasse, ausgedrückt über den aerodynamischen Durchmesser, wird das eingeatmete Partikel bereits im Nasenrachenraum abgeschieden oder bis in die bronchialen und alveolaren Abschnitte der Lunge aufgenommen und kann von dort in die Blutbahn gelangen (siehe Abb. 2). Unterschieden wird:

- einatembare Fraktion:  $TSP < 50 \mu m$ , die bei der Inspiration bereits weitgehend im extrathorakalen Nasenrachenraum hängenbleibt.
- thorakale Fraktion:  $PM_{10} < 10 \mu m$ , die über den Kehlkopf hinaus bis in die oberen Anteile der unteren Atemwege (Bronchien) eindringt.
- alveolengängige Fraktion:  $PM_{2,5} < 2,5 \mu m$ , die in den Bereich des Gasaustausches in die Alveolen eindringt.
- Ultrafeinstaub:  $UFP < 0,1 \mu m$ , von dem angenommen wird, dass er über die Alveolarmembran hinaus in die Blutbahn übertritt und von dort in alle anderen Organe transportiert werden kann.

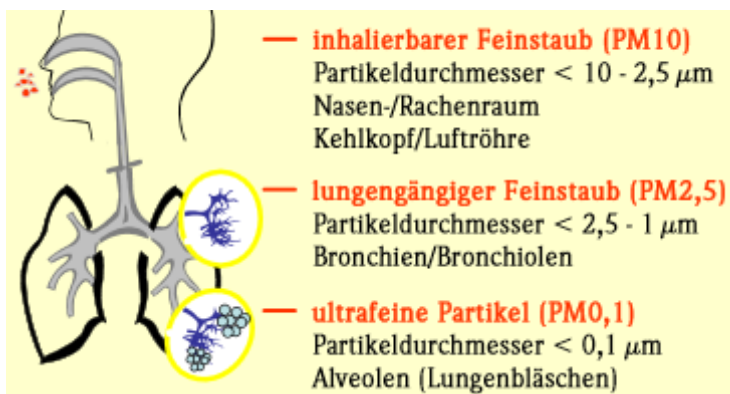


Abb. 2: Eindringtiefe der Partikel in die Lunge abhängig von ihrer Größe (HLUG, 2014)

Neben Atemmuster und Anatomie der Atemwege wird die Depositionstiefe bestimmt vom aerodynamischen Durchmesser und der Hygroskopizität der Partikel, sowie von Impaktion, Sedimentation und Diffusion (Foster, 1999).

Impaktion beschreibt die Ablagerung eines Partikels abhängig von seiner Massenträgheit. Große und schneller inhalede Partikel können dem Atemfluss oft nicht ungehindert folgen und bleiben an Verzweigungen und Verengungen des Trachealbaumes hängen (v.a. die thorakale Fraktion  $PM_{10}$ ). Die Sedimentation beschreibt die schwer-

kraftabhängige Ablagerung der Partikel in den strömungsfreien Atempausen, wobei größere Partikel schneller sedimentieren (alveolengängige Fraktion  $PM_{2.5}$ ). Diffusion spielt bei den kleinen und kleinsten ( $PM_{2.5}$  und UFP) Partikeln eine Rolle, die der ungerichteten Brown'schen Molekularbewegung folgen, dabei auf die Lungenoberfläche stoßen und deponiert werden.

Über Selbstreinigungskräfte versucht der Körper aufgenommene Partikel wieder auszuscheiden. Die schützende Schleimschicht der Atemwege, sowie die mukoziliäre Clearance des Flimmerepithels sind eine erste Barriere und Transportmechanismus des Körpers, um deponierte Partikel zu binden und über Abhusten und Verschlucken auszuscheiden. In den Alveolen deponierte Partikel werden vor allem von Makrophagen phagozytiert und können dann ebenfalls über die mukoziliäre Clearance entsorgt werden. Haben die Partikel selbst, einzelne Komponenten oder verstoffwechselte Partikelteile toxisches Potential, kann es durch Reaktionen am Ort ihrer Deposition oder nach Aufnahme in die Zelle zu negativen Effekten kommen. Das Partikel selbst oder seine Komponenten können als potentes Oxidans entweder direkt durch Schädigung von Lipiden und Proteinen oder indirekt durch Aktivierung oder Inaktivierung von intra- und interzellulären Stoffwechselwegen in Regulations- und Entzündungsmechanismus der Zellen eingreifen (Rahman & MacNee, 2000). Auch der durch Aufnahme eines Partikels/Partikelteils aktivierte Makrophage kann direkt oder indirekt eine Reihe von Reaktionen und Entzündungskaskaden in Gang setzen (Karlsson, Nilsson, & Moller, 2005).

Da die Fraktion der UFP zwar kaum zur Masse der Feinstaubbelastung beiträgt, aber zahlenmäßig eine sehr große Rolle spielt, damit eine sehr große reaktive Oberfläche bietet und am tiefsten in den Respirationstrakt eindringen kann, haben die feinsten Partikel den größten Effekt auf die Gesundheit. Außerdem können sie nach Aufnahme in die Zellen des Lungenepithels und Abgabe an den Blutkreislauf über den Blutstrom in alle anderen Organe transportiert und abgelagert werden, wo sie ebenfalls wieder Effekte auslösen können (Kreyling, Semmler-Behnke, & Möller, 2006). Eine Übersicht über die Studien der letzten Jahre zur den Auswirkungen von ultrafeinen Partikeln auf die Gesundheit findet sich bei Knibbs et al (Knibbs, Cole-Hunter, & Morawska, 2011).

In Abb. 3 findet sich eine grafische Darstellung verschiedener Partikel der Umgebungsluft und ihre gesundheitlichen Auswirkungen auf den menschlichen Organismus.



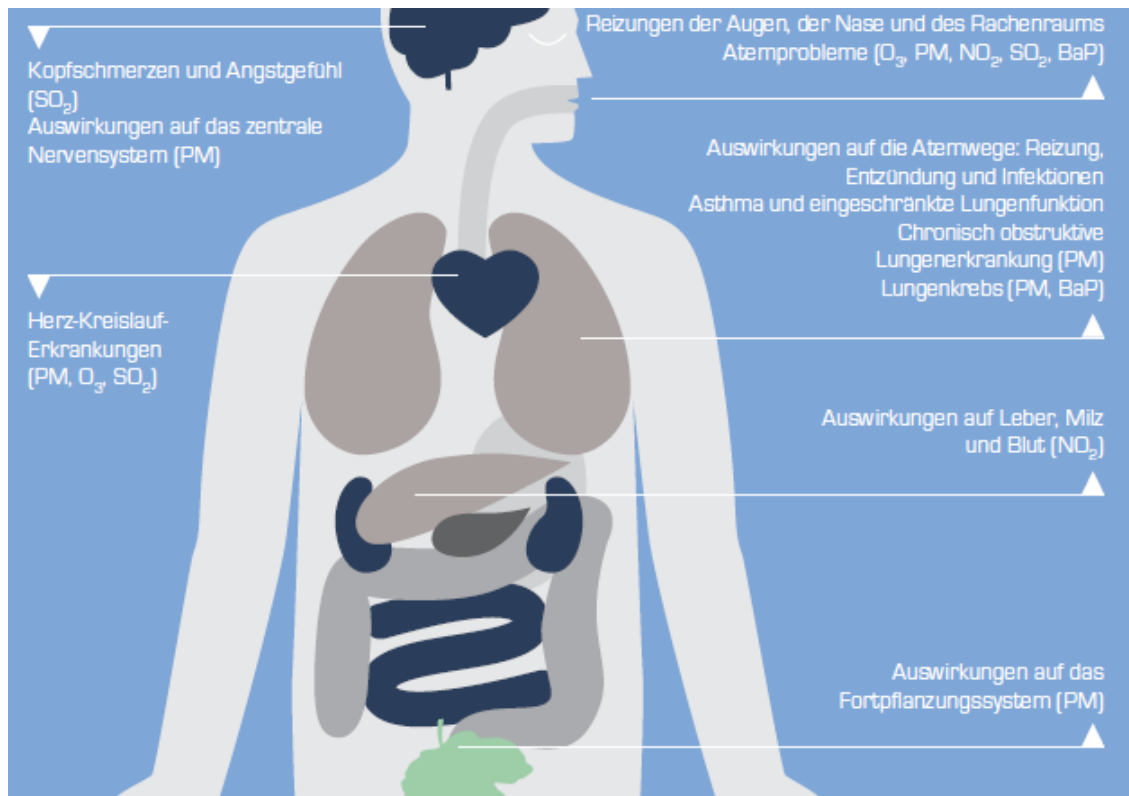


Abb. 3: Überblick über die gesundheitlichen Auswirkungen von Feinstaub (EEA, 2013)

## 1.5 Zielsetzung

Ziel dieser Arbeit war es, die individuelle Feinstaubbelastung eines Fahrgastes auf ausgewählten Strecken in öffentlichen Verkehrsmitteln im Münchner Großraum zu quantifizieren. Dabei sollte jedes öffentliche Verkehrsmittel genutzt, sowie Strecken in alle Himmelsrichtungen gefahren werden. Zusätzlich sollten Strecken mit dem Fahrrad gefahren werden. Ein Rohdatensatz von Messfahrten, die zwischen 2005 und 2007 unternommen wurden (mit zugehörigen Messprotokollen), lag bei Aufnahme dieser Arbeit bereits vor und durfte in die Auswertung freundlicherweise integriert werden. 2008 und 2009 sind die Messfahrten vervollständigt worden. Danach wurde der komplette Datensatz für die Auswertung aufbereitet und analysiert.

Es gibt zwar bereits viele Untersuchungen zur Feinstaubkonzentration im städtischen Raum, aber keine, die Daten über einen so langen Zeitraum und so viele unterschiedliche öffentliche Verkehrsmittel, Fahrrad und Verkehrsflächen gesammelt hat. Außerdem ist der Einfluss von lokalen Emissionsquellen auf die alltägliche Feinstaubaufnahme eines Individuums so groß, dass Untersuchungen aus anderen Städten nicht direkt auf München übertragen werden können.

Diese Untersuchung ist eine individuelle Bestandsaufnahme und lässt keine generelle Aussage über die Feinstaubkonzentration in den Verkehrsmitteln des Münchner Tarif- und Verkehrsverbund zu. Die mögliche Feinstaubbelastung eines Verkehrsteilnehmers in öffentlichen Verkehrsmitteln und auf dem Fahrrad sollte dargestellt werden. Dafür wurden die Feinstaubfraktionen  $PM_{10}$ ,  $PM_{2.5}$  und UFP in Bus, Tram, U- und S-Bahn, sowie auf dem Fahrrad untersucht. Die Arbeit soll zur Klärung der Frage beitragen, ob die Wahl für ein bestimmtes Verkehrsmittel die persönliche Feinstaubaufnahme verringern kann.

## 2 Material und Methoden

Die vorliegende Untersuchung war eine Längsschnittstudie mit einer Versuchsperson über die Jahre 2005 bis 2009. Im Jahr 2007 wurden personalbedingt keine Messungen durchgeführt. Ab 2005 wurden erste Messfahrten unternommen, die Feinstaub  $< 10 \mu\text{m}$  ( $\text{PM}_{10}$ ) und  $< 2,5 \mu\text{m}$  ( $\text{PM}_{2.5}$ ) erfassten, außerdem  $\text{CO}_2$ . Ab 2006 stand auch ein mobiles Gerät zur Erfassung von ultrafeinen Partikeln  $< 0,1 \mu\text{m}$  (UFP) zur Verfügung. Um einen Referenzwert für die Feinstaubkonzentration mit  $\text{PM}_{10}$  im städtischen Hintergrund zu bekommen, wurden die Daten der fest installierten Messstation an der Lothstraße (betrieben durch das Bayerische Landesamt für Umwelt) herangezogen, die freundlicherweise von dort zur Verfügung gestellt wurden.

### 2.1 Eingesetzte Geräte

Bei den Messverfahren zur Erfassung von Staubpartikeln unterscheidet man die gravimetrischen von den optischen. Die gemessenen Konzentrationen werden massenspezifisch ( $\text{mg}/\text{m}^3$ ) oder als Partikelanzahl pro Volumeneinheit ( $\text{Partikel}/\text{m}^3$ ) angegeben. Dafür werden Filter verwendet, die durch eine Wägung vor und nach der Staubprobensammlung verglichen werden und dadurch eine Bestimmung der Partikelmassenkonzentration zulassen. Durch Aufrechterhalten einer bestimmten Temperatur und Luftfeuchtigkeit in der Messapparatur werden konstante Bedingungen geschaffen, die für den Vergleich nötig sind. Die sich bei der Wägung ergebende Differenz entspricht der gesammelten Staubmasse. Das gravimetrische Verfahren wird oft bei stationären Messungen eingesetzt.

Bei den optischen Messverfahren wird z.B. nach dem Prinzip der Streulichtphotometrie gearbeitet. Über einen definierten Luftdurchsatz, mit dem die Probe angesaugt wird, kann aus der in Abhängigkeit der Partikelgröße gemessenen Partikelanzahl die Partikelkonzentration erfasst werden. Optische Verfahren werden vielfältig bei mobilen Messungen verwendet. Als mobile Messgeräte wurden auf den Versuchsfahrten zum Messen von  $\text{PM}_{10}$ ,  $\text{PM}_{2.5}$  und  $\text{PM}_{1.0}$  das Gerät Aerosol Spectrometer and Dust Monitor Model 1.108 (im weiteren Verlauf als Grimm Model 1.108 bezeichnet) der Firma GRIMM Aerosol Technik GmbH & Co. KG, Ainring, verwendet. Zum Messen von ultrafeinen Partikeln wurde das Gerät CPC 3007 der Firma TSI GmbH Aachen (im weiteren Verlauf als TSI Model 3007 bezeichnet), sowie zur  $\text{CO}_2$ -, Temperatur- und Feuchtigkeitsbestimmung das Gerät Q-Trak 8552 ebenfalls der Firma TSI GmbH Aachen (im weiteren Verlauf als Q-Trak bezeichnet) eingesetzt.

### **2.1.1 Grimm Model 1.108**

Das Grimm Model 1.108 ist ein tragbares Photospektrometer mit Echtzeitauflösung. Es misst die Partikelanzahl pro Volumeneinheit Luft. Über einen aufsetzbaren radial-symmetrischen Ansaugkopf wird Umgebungsluft mit einer Flussrate von 1,2 l/min in die Messkammer gesogen. Die eingesogenen Luft wird im Gerät mit einer definierten Menge an partikelbefreier Luft (0,3 l/min) verdünnt, um eine Detektion jedes einzelnen Partikels zu ermöglichen. Zu diesem Luftstrom steht in rechtem Winkel die Lichtquelle, ein Halbleiterlaser. In gleicher Ebene befindet sich in rechtem Winkel zu dem Laser ein Spiegel mit einem Öffnungswinkel von ca. 60°, der die gestreuten Lichtimpulse von den eingesogenen Partikeln auffängt und auf eine gegenüberliegende Empfangsdiode lenkt. Das Signal der Diode wird verstärkt, die Intensität des Streulichtsignals wird über einen Pulshöhenanalysator einer Partikelgröße zugeordnet und in 15 verschiedene Größenkanäle klassiert. Die Zählrate errechnet sich aus Partikelanzahl dividiert durch Volumenflussrate. Die 15 Kanäle ermöglichen eine Partikelgrößenverteilung gemäß der europäischen Norm EN 481 im Messbereich zwischen 0,3 µm und 20 µm (0.3-0.4; 0.4-0.5; 0.5-0.65; 0.65-0.8; 0.8-1.0; 1.0-1.6; 1.6-2.0; 2.0-3.0; 3.0-4.0; 4.0-5.0; 5.0-7.5; 7.5-10.0; 10.0-15.0; 15.0-20.0; >20.0 µm). Über eine mathematische Extrapolation mit einem Korrekturfaktor wird die Größenverteilung in eine Staubmassenkonzentration von 0,1 bis 100.000 µg/m<sup>3</sup> umgerechnet. Bei der Ausgabe der Daten als Massenverteilung wird durch die Extrapolation ein zusätzlicher Kanal für die Partikelgröße zwischen 0,23 und 0,3 µm berechnet. Grimm Model 1.108 misst in Abständen von 6 Sekunden, die je nach Voreinstellung in verschiedenen großen Abständen gemittelt und gespeichert werden. Die Speicherintervalle während unserer Messfahrten gingen in Minuten-Mittelwerten in die Auswertung ein. Zusätzlich besteht über einen eingelegten PTFE-Filter die Möglichkeit, die akkumulative Gesamtmasse durch gravimetrische Validierung zu korrigieren und das abgesetzte Material auch chemisch zu analysieren, was in dieser Arbeit aber nicht vorgenommen wurde.

### **2.1.2 TSI Model 3007**

Der tragbare Condensation Particle Counter CPC Model 3007 gehört zu den Schichtenströmungs-CPCs und misst ultrafeine Partikel im Bereich von 0.01 bis >1.0 µm und ist daher eine gute Ergänzung zum Grimm Model 1.108. Dafür wird eine Luftprobe mit einer Flussrate von effektiv 100 cm<sup>3</sup>/min über einen Ansaugkopf in einen beheizten Sättiger gesogen, den eine alkoholgesättigte Patrone mit Isopropylalkohol bedampft. Die gesammelte Luftprobe strömt mit dem Alkohol in einen gekühlten

Kondensator, in dem der Alkoholdampf übersättigt und an den einzelnen Probenpartikeln kondensiert. Dadurch werden die Partikel optisch größer und können in der Laser-Detektor-Kammer erfasst werden. Gemessen wird die Partikelanzahl in einem Bereich von 0 bis 100.000 Partikeln/cm<sup>3</sup>. Es wird keine Umrechnung in eine Massenkonzentration vorgenommen. Messungen werden im 5-Sekunden-Intervall gemacht, in unsere Auswertung gingen die gemittelten Minuten-Werte ein.

### **2.1.3 Q-Trak 8552**

Mit dem Q-Trak steht ein handliches, portables Instrument zur Messung von CO<sub>2</sub> zur Verfügung, das CO<sub>2</sub> über das nichtdispersive Infrarotmessverfahren (NDIR) detektiert. Dieses Verfahren basiert auf der stoffabhängigen Strahlungsadsorption von Gasen. Dabei wird eine breitbandige Infrarotstrahlung durch eine Messküvette mit dem zu analysierenden Gas geführt. CO<sub>2</sub> absorbiert substanzspezifisch einen bestimmten Wellenlängenbereich der Strahlung. Am Ende der Messküvette befindet sich der Detektor, der die verbleibende Intensität nach Durchgang durch einen schmalbandigen Filter misst, der alle Wellenlängen außer der, die das zu messende Gas absorbiert, eliminiert. Die verbleibende Signalintensität als Ausmaß der Absorption lässt einen Rückschluss auf die Konzentration der gemessenen Komponente zu. Dieses Gerät misst auch die Temperatur und Luftfeuchtigkeit.

### **2.1.4 Messstation Lothstraße**

Die Messstation Lothstraße in München ist Teil des seit 1974 betriebenen Lufthygienischen Landesüberwachungssystems Bayern des Bayerischen Landesamtes für Umwelt mit derzeit über 50 Messstationen, die straßennah in Innenstädten, in Stadtrandzonen und Industriegebieten, in ländlichen Gebieten und an sog. Hot Spots (sehr stark verkehrsbelastete Innenstadtstraßen mit schluchtartiger Randbebauung) die Immission dokumentieren. Es werden meteorologische Daten und Luftschadstoffe erfasst und die gesammelten Proben im Labor auf ihre Inhaltsstoffe analysiert. Halbstündlich bis stündlich werden die Messwerte an jeder einzelnen Messstation registriert und alle sechs Stunden über einen Zentralrechner abgerufen und im Internet aktualisiert, so dass die Daten über die Homepage des Landesamtes abgerufen werden können ([http://inters.bayern.de/luebmw/html/aktmesswerte\\_lueb.php](http://inters.bayern.de/luebmw/html/aktmesswerte_lueb.php)).

Die Messstation Lothstraße wird nach dem EoI-Code der Europäischen Union (Exchange of Information-Decision 97/101/EC) als Messort für Hintergrundbelastung in städtischem Gebiet eingestuft. (Der EoI-Code ist eine Messortklassifizierung, in die

Kriterien wie die Messorttypisierung, die Umgebungstypisierung und die Umgebungsnutzung eingehen.) Um eine Einschätzung vornehmen zu können, welchen Anteil die jeweils vorherrschende Großwetterlage auf die während einzelner Messfahrten mobil gemessenen Werte haben könnte, haben wir die Messwerte der Messstation Lothstraße als Referenzwerte herangezogen.

## **2.2 Transportmittel und Streckenverlauf**

Mit dem Münchner Tarif- und Verkehrsverbund (MVV) und den angeschlossenen Verkehrsunternehmen erschließt dieser Verbund ein über 5000 km<sup>2</sup> großes Gebiet, dass neben der Landeshauptstadt München mit ihren Landkreisen noch mal eine ähnlich große Fläche umfasst. Nach Angaben des MVV beliefen sich die Fahrgastzahlen 2012 auf über 662 Mio Passagiere, also über 1,8 Mio Passagiere pro Tag.

Die Transportmittel und -wege in unserer Untersuchung sollten eine Situation simulieren, die eine mögliche individuelle Feinstaubbelastung eines Medizinstudenten der Ludwig-Maximilians-Universität München (LMU) abbildet. Es sollten übliche Wege eines Studierenden an den Klinikstandorten der LMU mit den Campus Innenstadt und Großhadern nachgebildet werden. Daher wählten wir die Haltestellen am Sendlinger Tor als Ausgangs- und Endpunkt unserer Fahrten, da diese nahe der Innenstadt Kliniken gelegen ist. Außerdem sind unterschiedliche Haltestellen mit den verschiedenen Verkehrsmitteln angefahren worden, die von studentischem Interesse sein könnten (Flughafen, Starnberger See, Amalienburgstraße nahe dem Nymphenburger Schlosspark, Tierpark).

Als Messort kamen alle Verkehrsmittel des MVV, sowie die S-Bahn zum Einsatz, wobei jedes Verkehrsmittel (Tram, Bus, U- und S-Bahn) entweder alleine genutzt oder bei einer Fahrt mit anderen kombiniert wurde. Zusätzlich sind zwei Ziele mit dem Fahrrad angefahren worden. Die Fahrten decken alle vier Himmelsrichtungen ab, wobei nicht mit jedem Fahrzeug Messstrecken in jede Himmelsrichtung unternommen wurden.

Die Transportmittel und die jeweiligen Fahrstrecken wurden so ausgewählt, dass die zum Beginn der Arbeit bereits vorhandenen Messfahrten in die Auswertung einfließen konnten. Außerdem sollte ein breiter Bereich an verschiedenen Fahrstrecken abgedeckt werden, um verschiedene individuelle Belastungssituationen beim Benutzen öffentlicher Verkehrsmittel widerzuspiegeln und eine möglichst aussagekräftige

Datenlage für die Aussage über eventuell vorhandene Unterschiede in der Feinstaubbelastung in den einzelnen Verkehrsmitteln und auf den einzelnen Strecken zu bekommen. Die Start- und Endhaltestellen waren diejenigen am Sendlinger Tor. Bei Fahrten mit der S-Bahn lag ein Teil der Haltestellen außerhalb des Stadtgebietes (Unterscheidung nach Fahrten S-Bahn Stadt bzw. sowie S-Bahn Land). Bei U- und S-Bahn wurde unterschieden, ob die Strecke oberirdisch oder im Tunnel verlief. Bei der Tram wurden Strecken zwischen Sendlinger Tor und Hauptbahnhof (Tram Zentrum) im Vergleich mit Gleisabschnitten neben weniger stark mit Autos befahrenen Abschnitten (Tram Effnerplatz und Amalienburgstraße) verglichen.

Eine Karte des Streckennetzes vom MVV befindet sich im Anhang.

### **2.2.1 Bus**

Messfahrten im Bus wurden auf den Linien vom Romanplatz nach Laim (Linie 51), vom Marienplatz zum Tierpark und zurück (52), von der Münchner Freiheit zum Harras, bzw. zur Aidenbachstraße (53), und vom Harras zum Lorettoplatz, bzw. vom Lorettoplatz über Harras zur Münchner Freiheit (54) unternommen. Durch die Linienführung der Busse wurden Haupt- und Nebenstraßen befahren. Teilweise fuhren die Busse auf einer eigenen Fahrspur neben den Spuren für den restlichen Verkehr (Hauptstraßen mit großen Verkehrsaufkommen), und teilweise teilten sie sich dieselben Spuren (eher Nebenstraßen).

### **2.2.2 Tram**

Messfahrten in der Tram wurden vom Sendlinger Tor in den Nordosten Münchens zum Effnerplatz und zurück (Linie 17) und in den Nordwesten Münchens zum Romanplatz, bzw. Amalienburgstraße (16 bzw. 17) unternommen. Das Gleisbett der Tram verlief teilweise auf einem Abschnitt, der zwar neben den Spuren für den restlichen motorisierten Verkehr verlief, von diesem aber nicht mitgenutzt wurde, und teilweise verlief die Gleisführung unmittelbar auf derselben Fahrspur mit dem restlichen motorisierten Verkehr.

### **2.2.3 Fahrrad**

Messfahrten mit dem Fahrrad wurden zur Siegestsäule und zurück, sowie zum Campus Großhadern und zurück unternommen. Die Fahrtstrecken sind aus einem Stadtplan-ausschnitt im Anhang ersichtlich. Den größten Teil der Fahrtstrecke verlief ein gesonderter Fahrradweg auf dem Bürgersteig parallel zu den Fahrspuren für den

restlichen motorisierten Verkehr, abschnittsweise durch parkende Autos oder Pflanzungen von den Fahrspuren für den restlichen motorisierten Verkehr getrennt.

#### **2.2.4 S-Bahn**

Messfahrten in der S-Bahn wurden auf den Linien zum Flughafen im Nordnordosten Münchens und zurück in die Innenstadt (Linie S1 und S8), sowie nach Starnberg im Südwesten Münchens und zurück in die Innenstadt (S6) und einmalig stadtauswärts nach Ebersberg im Osten Münchens (S4) unternommen. Die gemeinsame Stammstrecke aller S-Bahnen wurde ebenfalls für Messungen gefahren. Die S-Bahn fuhr immer auf einem eigenen, vom restlichen motorisierten Verkehr i.d.R. mit großem Abstand getrennt verlaufendem Gleisbett. Es gab ober- und unterirdisch verlaufende Streckenabschnitte. Ein Teil der S-Bahn-Strecken verlief außerhalb der Stadtgrenzen Münchens. Diese werden in der Auswertung und den Abbildungen im weiteren als „S-Bahn oberirdisch“, „S-Bahn unterirdisch“, sowie „S-Bahn Stadt“ und „S-Bahn Land“ bezeichnet.

#### **2.2.5 U-Bahn**

Messfahrten in der U-Bahn wurden auf den Linien Richtung Garching im Nordosten Münchens und in Richtung Klinikum Großhadern im Südwesten (Linie U6), sowie von der Haltestelle Aidenbachstraße zum Sendlinger Tor (U3) und Hauptbahnhof zum Sendlinger Tor und vom Sendlinger Tor zum Candidplatz und zurück (U1) unternommen. Die U-Bahn fuhr immer auf einem eigenen, vom restlichen motorisierten Verkehr getrennt verlaufenden Gleisbett. Die Messungen fanden ausschließlich innerhalb der Stadtgrenzen Münchens statt. Der größere Teil der Streckenabschnitte verlief unterirdisch. Diese werden in der Auswertung und den Abbildungen im weiteren als „U-Bahn oberirdisch“ und „U-Bahn unterirdisch“ bezeichnet.

### **2.3 Weitere Messorte**

#### **2.3.1 Verkehrsflächen Außen**

Außenmessungen fanden an oberirdischen liegenden offenen, bzw. lediglich überdachten Verkehrsflächen (Haltestellen) statt. Ein Teil der Verkehrsflächen lag außerhalb der Stadtgrenzen Münchens. In den Auswertungen werden im weiteren die Begriffe „Verkehrsfläche Außen Stadt“ und „Verkehrsfläche Außen Land“, in den Abbildungen die Abkürzung „VF Außen Stadt“ und „VF Außen Land“ verwendet.



### **2.3.2 Verkehrsflächen Innen**

Innenmessungen fanden auf den unterirdisch liegenden, bzw. von Wänden umschlossenen Zwischengeschoßen und Verkehrsflächen (Haltestellen) statt. Die Messungen auf den Verkehrsflächen Innen fanden ausschließlich innerhalb der Stadtgrenzen Münchens statt. In den Abbildungen wird im weiteren der Begriff „VF Innen“ verwendet.

### **2.4 Belüftungssituation**

Folgende Information zur Belüftungssituation der durch die Münchner Verkehrs- und Tarifgesellschaft (MVV) betriebenen Verkehrsmittel erteilte das Kundenzentrum der MVV auf Anfrage (per eMail):

Die Straßenbahnen seit Baujahr 1994 sind alle über eine auf dem Fahrzeugdach installierte Anlage belüftet, die Fenster lassen sich öffnen. In den neueren Bussen, die ab 2004 in die Fahrzeugflotte gekommen sind, gibt es Lüftungsanlagen. Bei diesen ist ein Öffnen der Fenster nicht mehr möglich. In den U-Bahnen gibt es keine Klimaanlage, da die Züge hauptsächlich im Untergrund verkehren und teilweise zu öffnende Klappfenster haben. Eine ausreichende Frischluftzufuhr wird über die Belüftungsschächte der Verkehrsflächen reguliert. Über spezielle Belüftungssysteme an den Verkehrsflächen ist nichts bekannt. Ansonsten findet eine „natürliche Lüftung“ durch geöffnete Fenster (nur möglich in Tram, sowie einigen älteren Bussen und U-Bahnen) und beim Öffnen der Türen an den Haltestellen statt.

### **2.5 Messzeitraum und Untersucher**

Die erste Messung fand am 08. März 2005, die letzte am 23. Oktober 2009 statt. Im Jahr 2007 wurden personalbedingt keine Messfahrten unternommen. In den kalten und nassen Wintermonaten (November bis Februar) fanden keine Messungen statt, da die Messgeräte eine gewisse Mindestlufttemperatur benötigen und bei zu hoher Luftfeuchtigkeit keine zuverlässigen Messungen durchführen können. Die Messungen fanden im Tagesverlauf vor allem zwischen 9.00 und 15.00 Uhr statt. Die Messungen wurden durchgeführt von Mitarbeitern des Instituts und studentischen Hilfskräften.

### **2.6 Messablauf**

Ausgangs- und Endpunkt für die Messfahrten war das Institut und die Poliklinik für Arbeits-, Sozial- und Umweltmedizin, Klinikum der Ludwig-Maximilians-Universität München in der Ziemssenstraße 1, in 80336 München. Die Geräte wurden zeitlich

aufeinander abgestimmt und in einer Reihenfolge eingeschaltet, die es ermöglichte, zum Auswerten aller drei Geräte eine einheitliche Minutentaktung in die Rechenprogramme einzulesen. Die Geräte wurden so in die dafür erstellte Transportvorrichtung aus Lochgitter gestellt, dass die Messköpfe in die gleiche Richtung wiesen. Es folgte der Gang durch das Treppenhaus, sowie vom Haupteingang des Institutes bis zur jeweiligen Starthaltestelle. Nach jeder Fahrt schloss sich der Rückweg von der Zielhaltestelle bis zum Haupteingang des Institutes und durch das Treppenhaus zurück in das Institut. Dort liefen die Geräte mindestens noch eine Minute weiter, bevor die Messung beendet wurde. In unsere Auswertung gingen nur die Messdaten beginnend und endend an der Start- bzw. Zielhaltestelle ein, die Messwerte im Institutsgebäude selber und auf den Wegen zu und von den Haltestellen haben wir nicht ausgewertet. Während der Fahrten in den öffentlichen Verkehrsmitteln stand die Box mit den Messgeräten auf dem Sitz neben dem Untersucher oder auf dem Fußboden, um so wenig Aufmerksamkeit wie möglich auf die Transportbox zu lenken und dadurch die Messergebnisse nicht zu verfälschen. Die Box wurde so platziert, dass die Messköpfe der Geräte in dieselbe Richtung zeigten wie der Kopf des Untersuchers. Während der Messungen auf dem Fahrrad wurde die Transportbox mit den Messgeräten so auf dem Gepäckträger befestigt, dass die Messköpfe in Fahrtrichtung zeigten. Während der Messungen an den Verkehrsflächen wurde die Box auf dem Boden platziert, so dass die Messköpfe der Geräte in dieselbe Richtung zeigten wie der Kopf des Untersuchers.

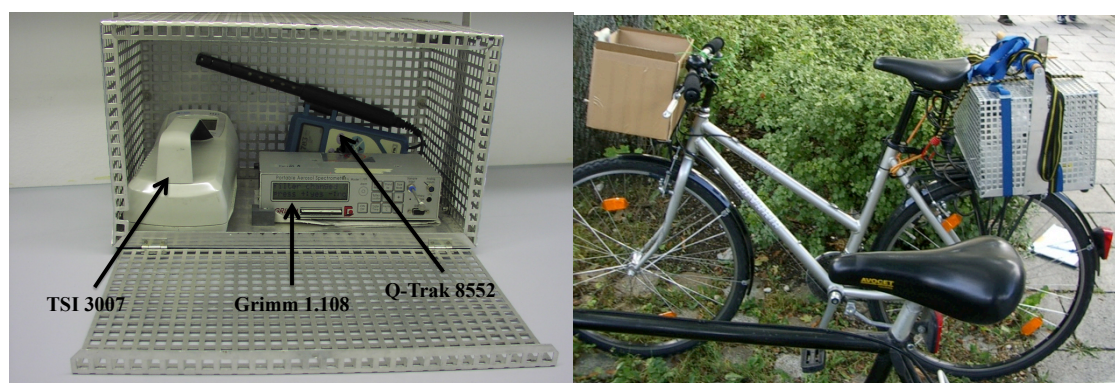


Abb. 4: Geräteanordnung in der Transportbox und Befestigung der Box auf dem Fahrrad

## 2.7 Protokoll

Es wurde ein handschriftliches Protokoll geführt. Bei den Messungen auf dem Fahrrad wurde ein mündliches Protokoll mit einem Diktiergerät aufgezeichnet, das in eine schriftliche Version übertragen wurde. Den Protokollen ist die jeweilige Messminute zu entnehmen, zu der der Vermerk gemacht wurde. Anhaltspunkte wie Haltestellen oder markante Straßenkreuzungen wurden eingetragen, außerdem Türenöffnen und -

schließen an den Haltestellen. Traten Besonderheiten wie eine Baustelle, besonders viel Straßenverkehr, auffällige Gerüche etc. auf, ist dies auch dem Protokoll zu entnehmen. Im Anhang findet sich das Protokoll zu der als Beispiel angegebenen Messfahrt.

### **2.7.1 Erhebung der Fahrgastzahl**

Im Protokoll finden sich auch Angaben zur Fahrgastzahl, wobei eine exakte Angabe bei hohem Fahrgastaufkommen und schnellen Wechseln an den Haltestellen bei gleichzeitiger Betreuung der Messgeräte nicht gemacht werden konnte. Es wurde daher lediglich unterschieden, ob das Verkehrsmittel „voll“ oder „nicht voll“ war, wobei die Kategorie „voll“ dann zutraf, wenn mindestens alle Sitzplätze belegt waren, soweit das dem Untersucher erkennbar war. Bei U- und S-Bahnen mit einzelnen Waggonen bezog sich diese Angabe nur auf den Waggon, in dem sich der Untersucher befand. Die Möglichkeit, über das gemessene CO<sub>2</sub> einen Rückschluss auf die Fahrgastzahl zu ziehen, wie dies bei Untersuchungen zur Luftqualität in geschlossenen Räumen (z. B. Klassenzimmern) vorgenommen werden kann, stellte sich als nicht zuverlässig heraus.

## **2.8 Software**

Die Daten aller portablen Messgeräte wurden auf einen Computer im Institut für Arbeits-, Sozial- und Umweltmedizin eingelesen. Sowohl die Datenbank wie auch die grafische Darstellung der Messwerte wurden mit Microsoft Excel 2003 erstellt. Die statistischen Analysen erfolgten mit dem Statistikprogramm SPSS Version 21 für Microsoft Windows (SPSS Inc. Chicago, IL, USA). Zur Verwaltung der Literatur wurde Endnote eingesetzt. Die Textverarbeitung erfolgte mit Microsoft Word 2003.

## **2.9 Stichprobengleichheit / Normalverteilung**

Die Daten waren nicht normalverteilt, daher kamen in der deskriptiven und analytischen Statistik der Median mit Perzentilen, der Kruskal-Wallis-Test und bei der Berechnung von Korrelationen das Verfahren nach Spearman-Rho zur Anwendung. Die deskriptiven Daten wurden mittels absoluter Häufigkeit sowie Median, 25. und 75. Perzentile dargestellt. Außerdem wurden Korrelationen und Regressionsanalysen durchgeführt.

### 3 Ergebnisse

Insgesamt lagen für die Auswertung 8144 Messwerte von 222 Messfahrten mit verschiedenen öffentlichen Verkehrsmitteln und dem Fahrrad, sowie 338 Messungen an Verkehrsflächen vor (siehe Tabelle 4). Die einzelnen Fahrten ließen durch ihre unterschiedliche Zusammensetzung aus Streckenabschnitten, die mit verschiedenen Verkehrsmitteln gefahren wurden und deren Verlauf sich durch ihre Lage unterschied (unterschiedliche Nähe zu anderen motorisierten Verkehrsteilnehmern, ober- und unterirdisch) keine unmittelbare Vergleichbarkeit zu. Im Weiteren wird als erstes beispielhaft eine Messfahrt dargestellt, deren allgemeiner Ablauf mit dem aller anderen Messungen vergleichbar ist. Danach werden allgemeine Unterschiede der einzelnen Messorte beschrieben und auf Besonderheiten im Vergleich der Jahreszeiten, im Verlauf der Jahre 2005 bis 2009 und des Tagesverlaufs eingegangen. Abschließend werden einzelne ausgesuchte Messorte im Detail untersucht.

#### 3.1 Beispiel für eine Messfahrt

Abbildung 5 zeigt den Konzentrationsverlauf der einzelnen Partikelgrößen (PM<sub>10</sub>, PM<sub>2,5</sub>, UFP) während einer Messfahrt. Aus Tabelle 2 und 3 sind der Ablauf der Fahrt und Besonderheiten während der Messungen zu entnehmen.

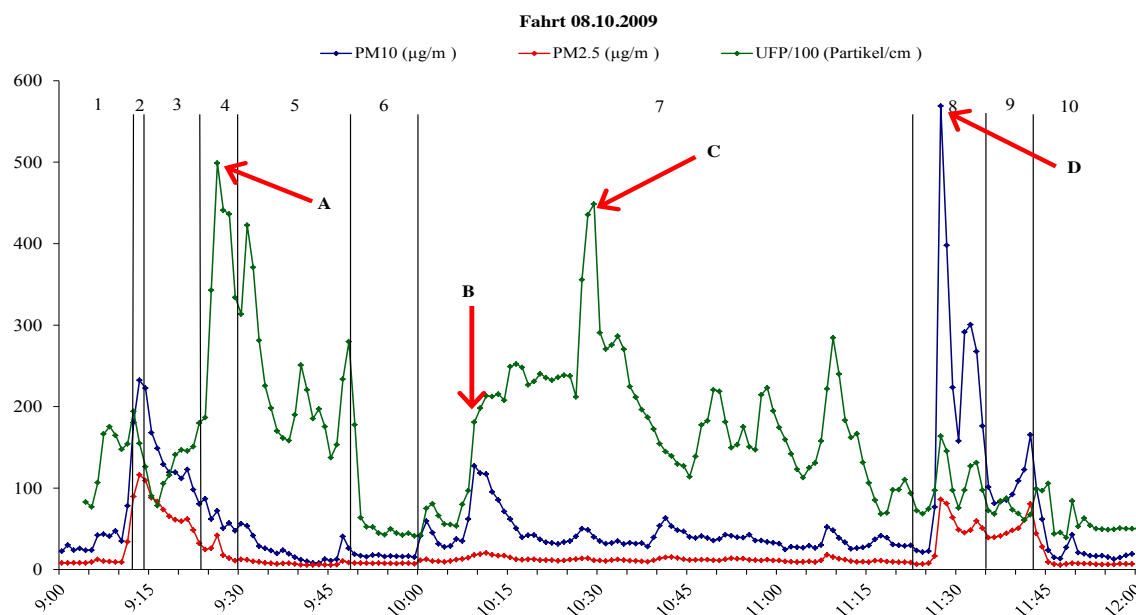


Abb. 5: PM<sub>10</sub>, PM<sub>2,5</sub> und UFP während der Messfahrt am 08.10.2009. PM<sub>10</sub> im städtischen Hintergrund betrug von 9:00 bis 9:59 Uhr 36 µg/m<sup>3</sup>, von 10:00 bis 10:59 Uhr 30 µg/m<sup>3</sup>, von 11:00 bis 12:00 Uhr 18 µg/m<sup>3</sup>.

Tab 2: Zeitpunkte und Ereignisse während der Fahrt am 08. 10. 2009

1	9:00	Verlassen des Instituts (Ziemssenstraße)
2	9:12 - 9:14	Bewegen auf Verkehrsfläche Innen (Zwischengeschosß Sendlinger Tor)
3	9:15 - 9:23	Fahrt mit der U-Bahn vom Sendlinger Tor bis Harras
4	9:24 - 9:29	Warten an der Verkehrsfläche Außen (Bushaltestelle Harras)
5	9:30 - 9:47	Fahrt mit dem Bus vom Harras zum Lorettoplatz
6	9:48 - 10:00	Warten an der Verkehrsfläche Außen (Bushaltestelle Lorettoplatz)
7	10:01 - 11:22	Fahrt mit dem Bus vom Lorettoplatz zur Münchner Freiheit
8	11:23 - 11:34	Bewegen auf Verkehrsfläche Innen (Zwischengeschosß Münchner Freiheit)
9	11:35 - 11:42	Fahrt mit U-Bahn von der Münchner Freiheit bis Sendlinger Tor
10	11:43 - 12:00	Rückweg zum Institut

Tab. 3: Besondere Ereignisse während der Fahrt am 08.1.2009

A	Dieselemissionen durch vorbeifahrenden Reisebus und planmäßigen Halt von Linienbus
B	Teeren der Straße und großes Walzenfahrzeug
C	Baustelle mit zahlreichen Baustellenfahrzeugen und Baumaschinen
D	Umfangreiche Umbauarbeiten im Zwischengeschoss, Staub sichtbar

PM<sub>1,0</sub> (nicht abgebildet) und PM<sub>2,5</sub> zeigten einen parallelen Verlauf in der Konzentration, für PM<sub>10</sub> kamen noch einige zusätzliche Konzentrationsspeaks dazu. PM<sub>10</sub>, PM<sub>2,5</sub> und PM<sub>1,0</sub> zeigten einen Konzentrationsanstieg beim Erreichen der Verkehrsfläche Innen und der U-Bahn. Ein sprunghafter Anstieg zeigte sich an der Verkehrsfläche Innen an der Haltestelle Münchner Freiheit. Das Zwischengeschoss und die Wartebereiche am Gleis wurden umgebaut und durch die Bauaktivitäten entstand sichtbar Staub.

Die Konzentration von ultrafeinen Partikeln (UFP) verlief nicht parallel zu den anderen Feinstaubfraktionen. Die Konzentration von UFP war am größten an der Verkehrsfläche Außen an der Bushaltestelle Harras. Diese liegt an einer Unterführung.

## 3.2 Deskriptive Statistik

### 3.2.1 Anzahl der Messminuten und Median

Aus Tabelle 4 wird ersichtlich, wie sich die Anzahl der Messfahrten und ihre durchschnittliche Dauer auf die einzelnen Messorte verteilt. Im Anhang befindet sich eine Tabelle, die für jeden Messort den Median, sowie 25. und 75. Perzentile jedes Messparameters (Feinstaubfraktionen und CO<sub>2</sub>) wiedergibt. Die Messorte Bus, Tram und Fahrrad verlaufen oberirdisch und teilweise auf gemeinsamen Fahrspuren. Die Messorte

S-Bahn und U-Bahn verlaufen auf ihrem kompletten Streckennetz auf einem eigenen Gleisbett und teilweise unterirdisch. Die Messungen an den Verkehrsflächen Außen wurden an oberirdischen Haltestellen und ebenerdigen Bahnsteigen, die Messungen an den Verkehrsflächen Innen auf Zwischengeschossen und unterirdischen Bahnsteigen vorgenommen. Die Messorte Bus, Tram, U- und S-Bahn, sowie die Verkehrsfläche Innen stellen geschlossene, von Wänden eingefasste Fahrgast-Kabinen bzw. Räumlichkeiten dar. Fahrrad und die Verkehrsfläche Außen sind offene Messorte.

Tab. 4: Anzahl und Dauer in Minuten der Fahrten und Anzahl der Messwerte für jeden Messort; VF = Verkehrsfläche

	Bus	Tram	Fahrrad	S-Bahn	U-Bahn	VF Außen	VF Innen
Fahrten (N)	43	45	26	31	77	147	191
Dauer MW (SD)	33 (25)	16 (8)	29 (11)	31 (15)	11 (8)	11 (10)	6 (6)
Dauer Median (min;max)	24 (2;84)	20 (1;26)	25 (13;63)	34 (6;64)	9 (1;38)	9 (1;69)	4 (1;39)
Messwerte (N)	1464	795	799	984	981	1757	1364

### 3.2.2 Korrelation und Regressionsanalyse

#### 3.2.2.1 Korrelation der Messparameter miteinander

Nach Cohen bedeutet eine Korrelation von  $r$  ab dem Wert 0,1 einen geringen, ab 0,3 einen moderaten und ab 0,5 einen starken Zusammenhang (Cohen, 2013). Die in Tabelle 5 berechneten Korrelationen zeigten eine geringe bis moderate Korrelation für  $PM_{10}$  im städtischen Hintergrund (Lothstraße) mit den anderen Messparametern. Die Korrelationen der PM-Fraktionen untereinander waren stark. Da  $PM_{2,5}$  und  $PM_{1,0}$  sehr gut korrelierten ( $r = 0,95$ ), wurden in der Auswertung keine weiteren Analysen vorgenommen. Bedacht werden sollte auch, dass es Messunsicherheiten in den kleinsten Messkanälen beim Messgerät Grimm Model 1.108 gibt, aus denen sich  $PM_{1,0}$  errechnet. Außerdem gibt es wenig Literatur, die Auswertungen von  $PM_{1,0}$  berichtet, da in den meisten Studien statt  $PM_{1,0}$  UFP untersucht werden und dieser Parameter lag für diese Untersuchung vor. UFP korrelierte mit allen anderen Messparametern nur gering.  $CO_2$  und die Fahrgastzahl an den Messorten korrelierte nur gering, weshalb in der Auswertung keine weitere Analysen erfolgten.

Tab. 5: Korrelation nach Spearman-Rho der einzelnen Messparameter miteinander für alle Messorte

	Lothstraße	PM <sub>10</sub>	PM <sub>2.5</sub>	PM <sub>1.0</sub>	UFP	CO <sub>2</sub>	Fahrgastzahl
Lothstraße	1,00	,32**	,39**	,44**	,25**	,23**	-,13**
PM <sub>10</sub>	,32**	1,00	,87**	,73**	,19**	,44**	,09**
PM <sub>2.5</sub>	,39**	,87**	1,00	,95**	,05**	,40**	,07**
PM <sub>1.0</sub>	,44**	,73**	,95**	1,00	,02	,36**	,06**
UFP	,25**	,19**	,05**	,022	1,00	,07**	-,21**
CO <sub>2</sub>	,23**	,44**	,40**	,36**	,07**	1,00	,18**
Fahrgastzahl	-,13**	,09**	,07**	,06**	-,21**	,18**	1,00

\*\* . Die Korrelation r ist auf dem 0,01 Niveau signifikant (zweiseitig).

### 3.2.2.2 Korrelation und Regressionsanalyse von PM<sub>10</sub> und PM<sub>2.5</sub>

Tabelle 6 zeigt die Korrelationen und die Regressionsanalyse von PM<sub>10</sub> und PM<sub>2.5</sub> für jeden einzelnen Messort. Die allgemein starke Korrelation von PM<sub>10</sub> und PM<sub>2.5</sub> ließ sich auch für fast jeden einzelnen Messort finden (Fahrrad und Verkehrsfläche Außen nur moderate Korrelation). Eine grafische Darstellung von Korrelation und Regressionsgleichung exemplarisch ausgewählter Messorte findet sich in Abbildung 6.

Tab. 6: Regressionsgleichung für PM<sub>2.5</sub> und PM<sub>10</sub> für die einzelnen Messorte, p < 0,001

	alle Messorte	Bus	Tram	Fahrrad	S-Bahn	U-Bahn	VF Außen	VF Innen
[PM <sub>2.5</sub> ]= c+f[PM <sub>10</sub> ]	15+ 0,15x	11+ 0,11x	7+ 0,17x	8+ 0,11x	6+ 0,28x	4+ 0,42x	8+ 0,21x	25+ 0,19x
r	0,74	0,92	0,86	0,59	0,84	0,90	0,66	0,70
r <sup>2</sup>	0,55	0,85	0,74	0,35	0,71	0,81	0,44	0,49
N	8144	1464	795	799	984	981	1757	1364
PM <sub>2.5</sub> /PM <sub>10</sub>	0,40	0,33	0,33	0,32	0,45	0,47	0,48	0,45

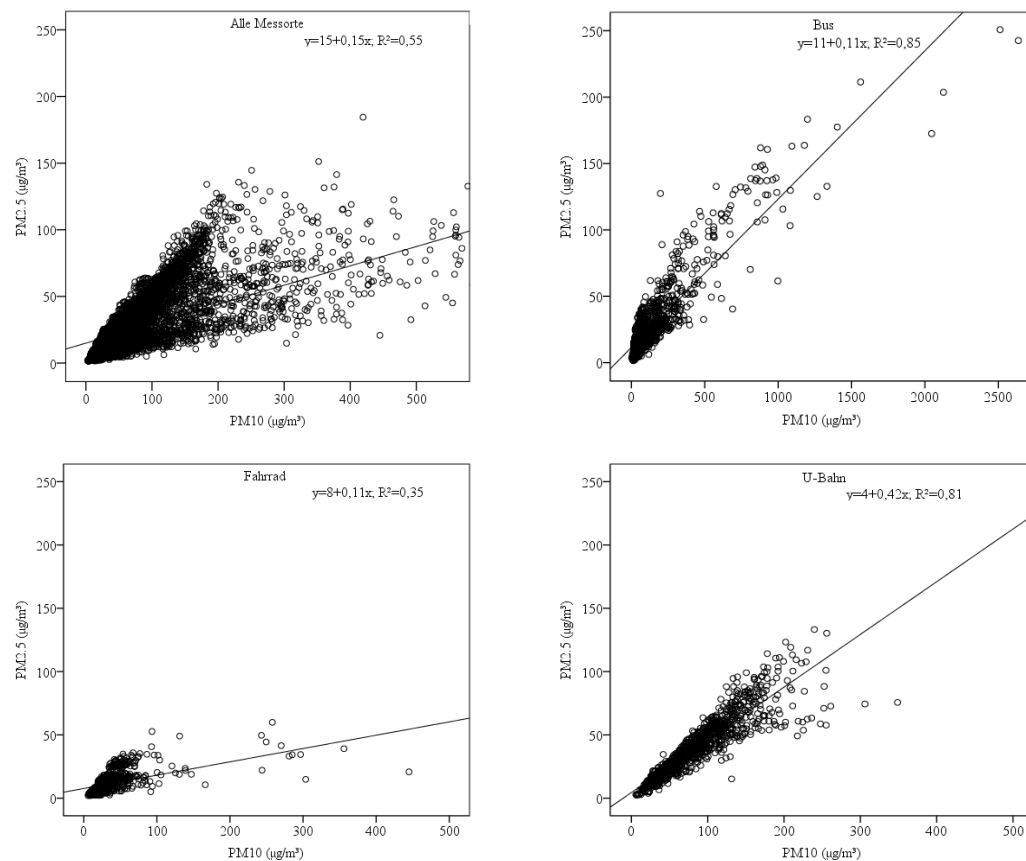


Abb. 6: Zusammenhang von  $PM_{10}$  und  $PM_{2.5}$  an allen Messorten und exemplarisch für Bus, Fahrrad und U-Bahn

An allen Messorten mit Fahrgast-Kabinen und den Verkehrsfläche Innen ließen sich ca. 50 bis 85% der Varianz für  $PM_{10}$  durch  $PM_{2.5}$  erklären. Nur für die im Freien verlaufenden, bzw. liegenden Messorte Fahrrad und die Verkehrsfläche Außen liegt  $r^2$  niedriger (0,35 und 0,44).

### 3.2.2.3 Korrelation und Regressionsanalyse von $PM_{10}$ und UFP

Tabelle 7 zeigt die Korrelationen und die Regressionsanalyse von  $PM_{10}$  und UFP für jeden einzelnen Messort. Die Korrelationen von  $PM_{10}$  und UFP waren für die einzelnen Messorte gering bis moderat. Eine grafische Darstellung von Korrelation und Regressionsgleichung exemplarisch ausgewählter Messorte findet sich in Abbildung 7.

Tab. 7: Regressionsgleichung für  $PM_{10}$  und UFP für die einzelnen Messorte,  $p < 0,001$

	alle Messorte	Bus	Tram	Fahrrad	S-Bahn	U-Bahn	VF Außen	VF Innen
[UF]= $c+f[PM_{10}]$	16917+ 41x	27863+ 36x	16931+ 33x	18864+ 48x	8468+ 39x	9153+ 20x	15341+ 174x	14446+ 13x
r	0,30	0,31	0,15	0,17	0,20	0,21	0,36	0,11
$r^2$	0,09	0,10	0,02	0,03	0,04	0,04	0,13	0,01
N	5657	1183	673	271	566	668	1298	998



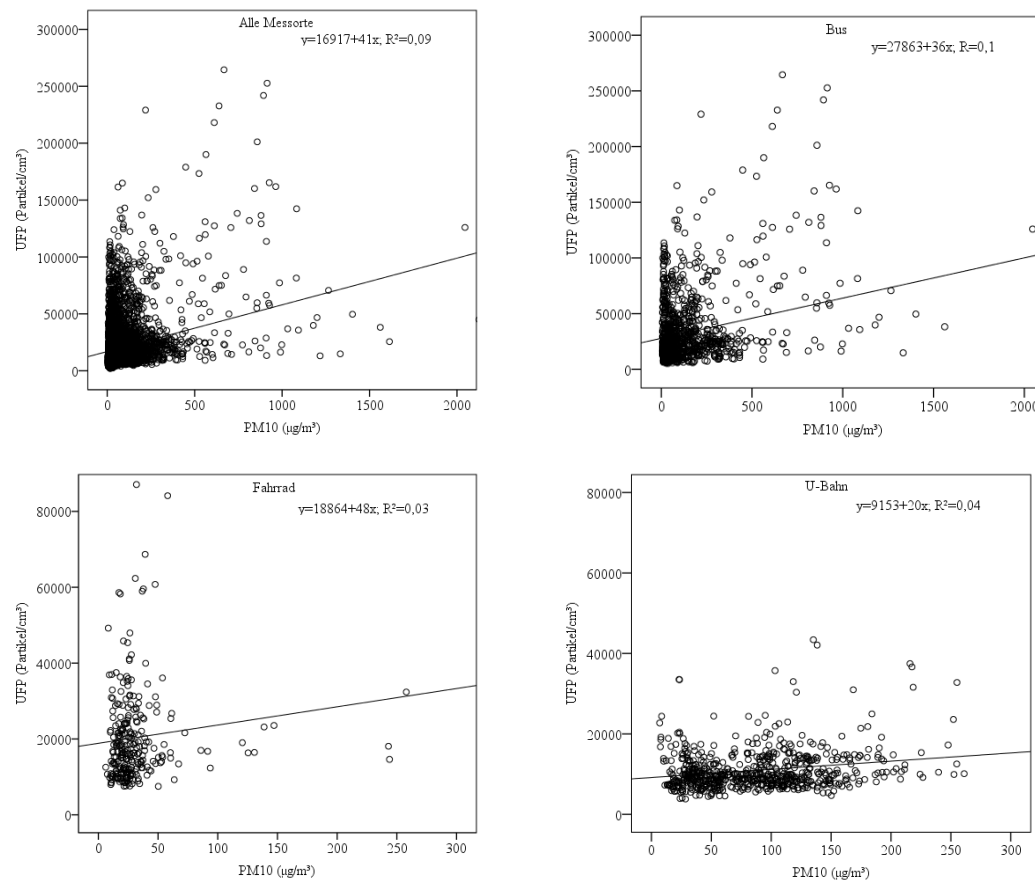


Abb. 7: Zusammenhang von PM<sub>10</sub> und UFP an allen Messorten und exemplarisch für Bus, Fahrrad und U-Bahn

Nur ein kleiner Teil der Varianz der Messwerte für PM<sub>10</sub> ließ sich durch UFP erklären: an den Messorten Bus und Verkehrsfläche Außen 10 bzw. 13%, an allen anderen lediglich maximal 4%.

### **3.3 Vergleich aller Messorte**

Zur besseren Anschaulichkeit wurden aus den Abbildungen (Boxplots) die Markierungen für die Extremwerte unter- und oberhalb der Whisker entfernt. Anhand der Fallnummern konnten diese vorher einer oder wenigen Fahrten zugeordnet werden, auf denen aus unterschiedlichen Gründen hohe Messwerte registriert wurden wie z.B. für  $PM_{10}$  und UFP als während einer Busfahrt (siehe 3.1 Beispielfahrt am 08. Oktober 2009) eine große Straßenbaustelle passiert wurde, an der gerade frisch geteert wurde. Im Protokoll ist für diese Situation auch Staub und starker Teergeruch als Besonderheit notiert worden.

#### **3.3.1 Allgemeiner Vergleich der Messorte**

Die nachfolgende Abbildung 8 zeigt die durchschnittliche Feinstaubkonzentration von  $PM_{10}$  im städtischen Hintergrund (Lothstraße) zum Zeitpunkt der Messfahrten, sowie während der Messfahrten in den einzelnen Verkehrsmitteln, bzw. an den Verkehrsflächen. Um den Einfluss der Hintergrundkonzentration von  $PM_{10}$  im städtischen Raum auf unsere Messungen abschätzen zu können, wurden für jede Messfahrt die zeitlich korrespondierenden Messwerte der fest installierten Messstation Lothstraße aufgenommen. Damit konnten wir eine Aussage treffen, ob zufällig unterschiedlich hohe städtische Hintergrundkonzentrationen während der einzelnen Messfahrten auftraten. Die jeweils in den einzelnen Verkehrsmitteln, bzw. an den Verkehrsflächen gemessenen Konzentrationen von  $PM_{10}$ ,  $PM_{2.5}$  und UFP wiesen große Unterschiede auf. Insgesamt zeigte sich eine höhere Konzentration von  $PM_{10}$  und  $PM_{2.5}$  an den Verkehrsmitteln mit Fahrgast-Kabinen und den geschlossenen Räumen der Verkehrsfläche Innen als an den offenen Messorten Fahrrad und Verkehrsflächen Außen. Für UFP hingegen zeigten sich die höheren Konzentrationen an den Messorten, die eine größere Nähe zu möglichen Quellen von UFP hatten als den auf eigenem Gleisbett und teilweise unterirdisch verlaufenden S- und U-Bahnen.

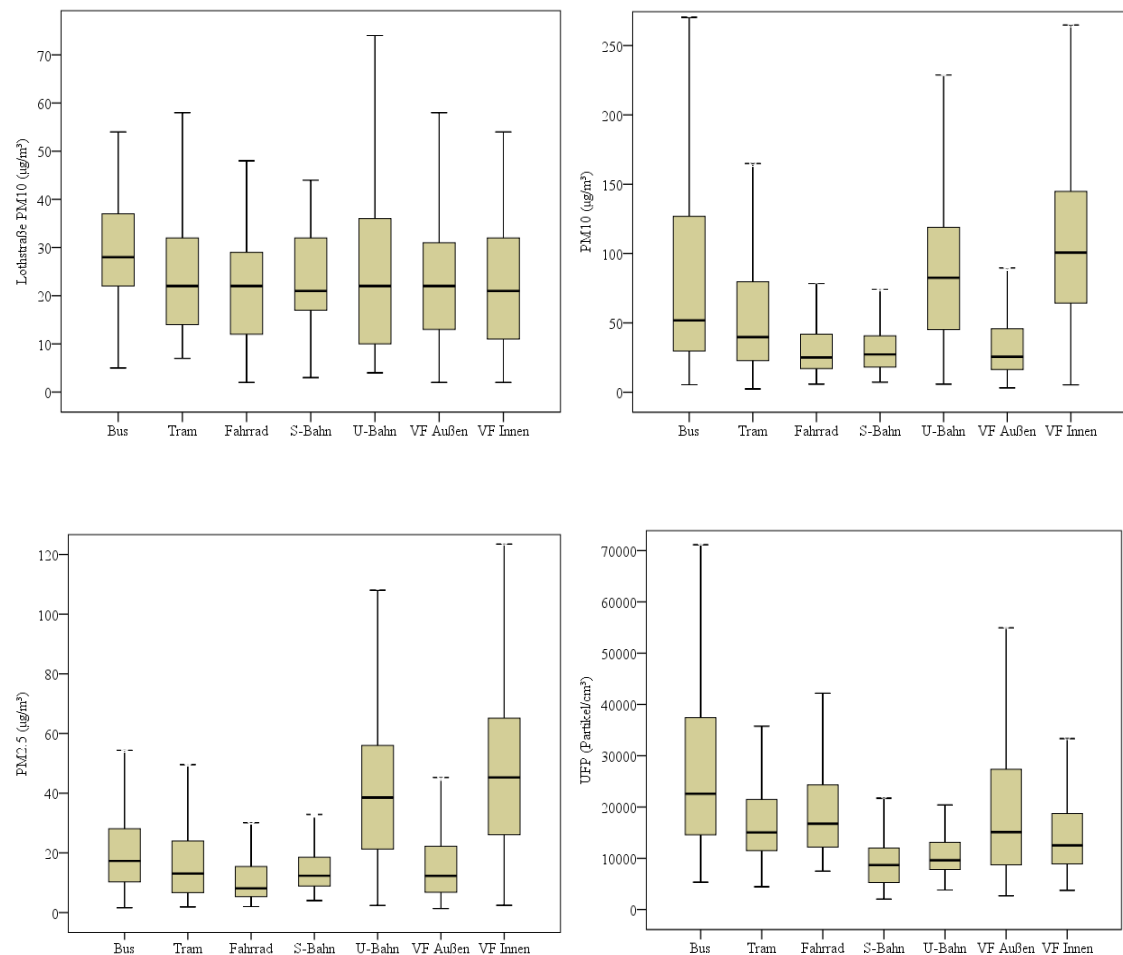


Abb. 8: Median und Quartile der Konzentrationen von  $PM_{10}$  im städtischen Hintergrund (Lothstraße), sowie Konzentrationen von  $PM_{10}$ ,  $PM_{2.5}$  und UFP während der Messungen an den jeweiligen Messorten

Die städtische Hintergrundkonzentration von  $PM_{10}$  war während der Messungen an den einzelnen Messorten nahezu vergleichbar. Insgesamt war sie während der Messungen in der U-Bahn etwas höher, auffällig ist der höhere Median während der Fahrten im Bus. Während der Messfahrten mit dem Bus schien also zufällig eine höhere städtische Hintergrundkonzentration von  $PM_{10}$  zu herrschen. Die durchschnittliche Konzentration von  $PM_{10}$  lag mit  $28 \mu\text{g}/\text{m}^3$  während der Messfahrten im Bus deutlich über den durchschnittlichen  $21\text{--}22 \mu\text{g}/\text{m}^3$  während der Messungen an allen anderen Messorten.

Für die Konzentration von  $PM_{10}$  an den einzelnen Messorten zeigten sich in den Verkehrsmitteln mit Fahrgast-Kabinen und den geschlossenen Räumen der Verkehrsfläche Innen höhere Werte als an den offenen (Fahrrad, Verkehrsfläche Außen). Bei den geschlossenen Messorten wiesen die Verkehrsfläche Innen (Median; 25. und 75. Perzentile) =  $100,7$  ( $64,3$ ;  $145,0$ )  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  die höchste und die S-Bahn =  $27,3$  ( $18,2$ ;  $40,7$ )  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  die niedrigsten Werte auf. Die von allen Messorten niedrigste Konzentration fand sich auf dem Fahrrad =  $25,1$  ( $17,1$ ;  $41,9$ )  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Auch für die

Konzentration von  $PM_{2,5}$  an den einzelnen Messorten zeigten sich in Verkehrsmitteln mit Fahrgast-Kabinen und den geschlossenen Räumen der Verkehrsfläche Innen höhere Werte als an den offenen (Fahrrad, Verkehrsfläche Außen). Bei den geschlossenen Messorten wies die Verkehrsfläche Innen = 45,3 (26,1; 65,2)  $\mu g/m^3$  die höchste und die S-Bahn = 12,3 (8,9; 18,5)  $\mu g/m^3$  die niedrigsten Werte auf. S-Bahn und Verkehrsfläche Außen hatten gleich hohe Werte. Die Konzentration auf dem Fahrrad war von allen Messorten die niedrigste und lag bei 8,1 (5,3; 15,5)  $\mu g/m^3$ . Der Anteil von  $PM_{2,5}$  an  $PM_{10}$  an den Messorten lag durchschnittlich bei 40%. Für die dem motorisierten Straßenverkehr nähergelegenen Verkehrsmittel lag er bei 32% (Fahrrad) und 33% (Tram und Bus). In S- und U-Bahn, sowie an den Verkehrsflächen war er deutlich höher: 45% (S-Bahn und Verkehrsfläche Innen), 47% (U-Bahn) und 49% (Verkehrsfläche Außen).

Die Verteilung der Konzentration von UFP war eine ganz andere und mit den PM-Fraktionen nicht zu vergleichen: Mit zunehmender Distanz vom motorisierten Straßenverkehr nahm die Konzentration von UFP an den Messorten ab. Die Konzentration im Bus (Median; 25. und 75. Perzentile) = 22596 (14584; 37444) Partikel/ $cm^3$  war am höchsten. Fahrrad, Verkehrsfläche Außen und Tram wiesen vergleichbare Konzentrationen auf (16756 bis 15042 Partikel/ $cm^3$ ). Die Werte der Verkehrsfläche Innen = 12514 (8909; 18721) Partikel/ $cm^3$  lagen etwas darunter. Die niedrigsten Konzentrationen fanden sich in U- und S-Bahn (9620 bis 8687 Partikel/ $cm^3$ ).

### 3.3.2 Vergleich der Jahreszeiten

Die Abbildung 9 zeigt die durchschnittliche Feinstaubkonzentration der städtischen Hintergrundbelastung (Lothstraße) zum Zeitpunkt der Messfahrten, sowie  $PM_{10}$  und UFP während der Messfahrten in den einzelnen Verkehrsmitteln, bzw. an den Verkehrsflächen, getrennt nach den Jahreszeiten Frühling (März, April, Mai), Sommer (Juni, Juli, August) und Herbst (September, Oktober, November). Im Winter wurden gerätebedingt keine Messfahrten unternommen. (Für den Messort Fahrrad liegen nur für die Jahreszeiten Sommer und Herbst Messwerte vor.) Die Konzentration von  $PM_{10}$  im städtischen Hintergrundbereich zeigte einen saisonalen Einfluss mit einem Konzentrationstief im Sommer an fast allen Messorten. Auch für  $PM_{10}$  und UFP ließ sich für fast jeden einzelnen Messort dieser saisonale Einfluss zeigen.

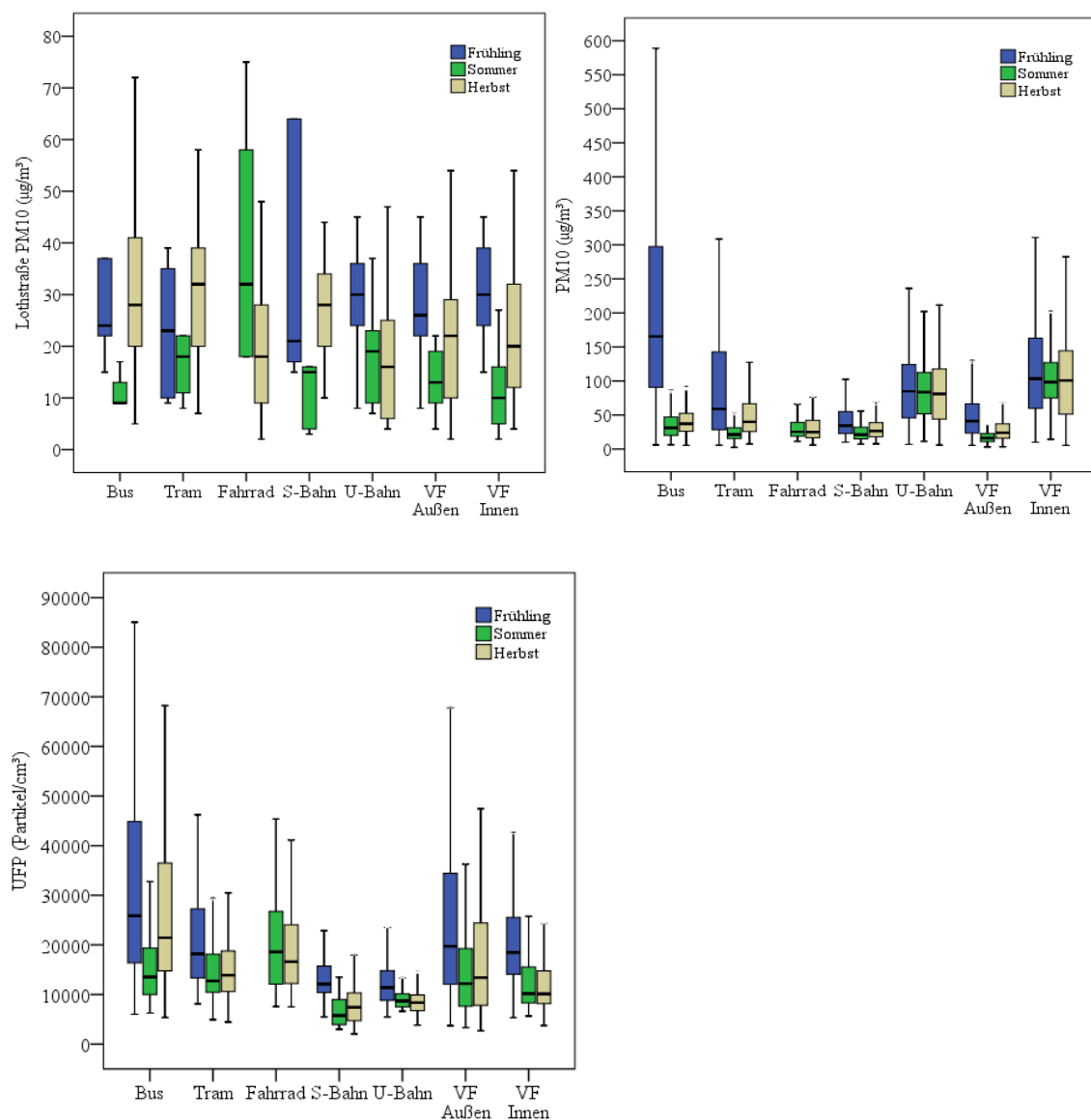


Abb. 9: Median und Quartile der Konzentrationen von  $PM_{10}$  im städtischen Hintergrund (Lothstraße), von  $PM_{10}$  und UFP während der Messungen an den jeweiligen Messorten, getrennt nach Jahreszeiten

Die städtische Hintergrundkonzentration von  $PM_{10}$  zeigte an allen Messorten, außer Fahrrad und U-Bahn, einen saisonalen Einfluss mit höheren Werten in den kälteren Jahreszeiten (Frühjahr und Herbst) und geringeren im Sommer. Für die Messorte Fahrrad und U-Bahn sank die Konzentration vom Sommer zum Herbst ab.

Der saisonale Einfluss spiegelte sich auch in fast allen lokal an den Messorten gemessenen Konzentrationen von  $PM_{10}$ ,  $PM_{2.5}$  (ohne Abbildung) und UFP wider. Die komplett oder überwiegend oberirdisch verlaufenden Messorte Bus, Tram, Verkehrsfläche Außen und S-Bahn zeigten einen saisonalen Einfluss mit höheren Belastungen in den kälteren Jahreszeiten (Frühjahr und Herbst) und geringerer Belastung im Sommer, nur das Fahrrad wies keinen saisonalen Einfluss auf. Die Differenz der Konzentration von Sommer zu Herbst war nicht so groß wie von Frühjahr zu Sommer. Die nahezu komplett unterirdisch verlaufenden Messorte Verkehrsfläche Innen und U-Bahn wiesen keinen oder nur sehr gering ausgeprägten saisonalen Einfluss auf.

### 3.3.3 Vergleich der Jahre 2005 bis 2009

Die Abbildung 10 zeigt die durchschnittliche Feinstaubkonzentration der städtischen Hintergrundbelastung (Lothstraße) zum Zeitpunkt der Messfahrten, sowie  $PM_{10}$  und UFP während der Messfahrten in den einzelnen Verkehrsmitteln, bzw. an den Verkehrsflächen, für die Jahre unserer Messungen 2005 bis 2009. (2007 fanden personalbedingt keine Messungen statt. Die Messungen mit dem Fahrrad fanden alle im Jahr 2009 statt.) Ein Trend über die Jahre ist für keine der Feinstaubfraktionen erkennbar.

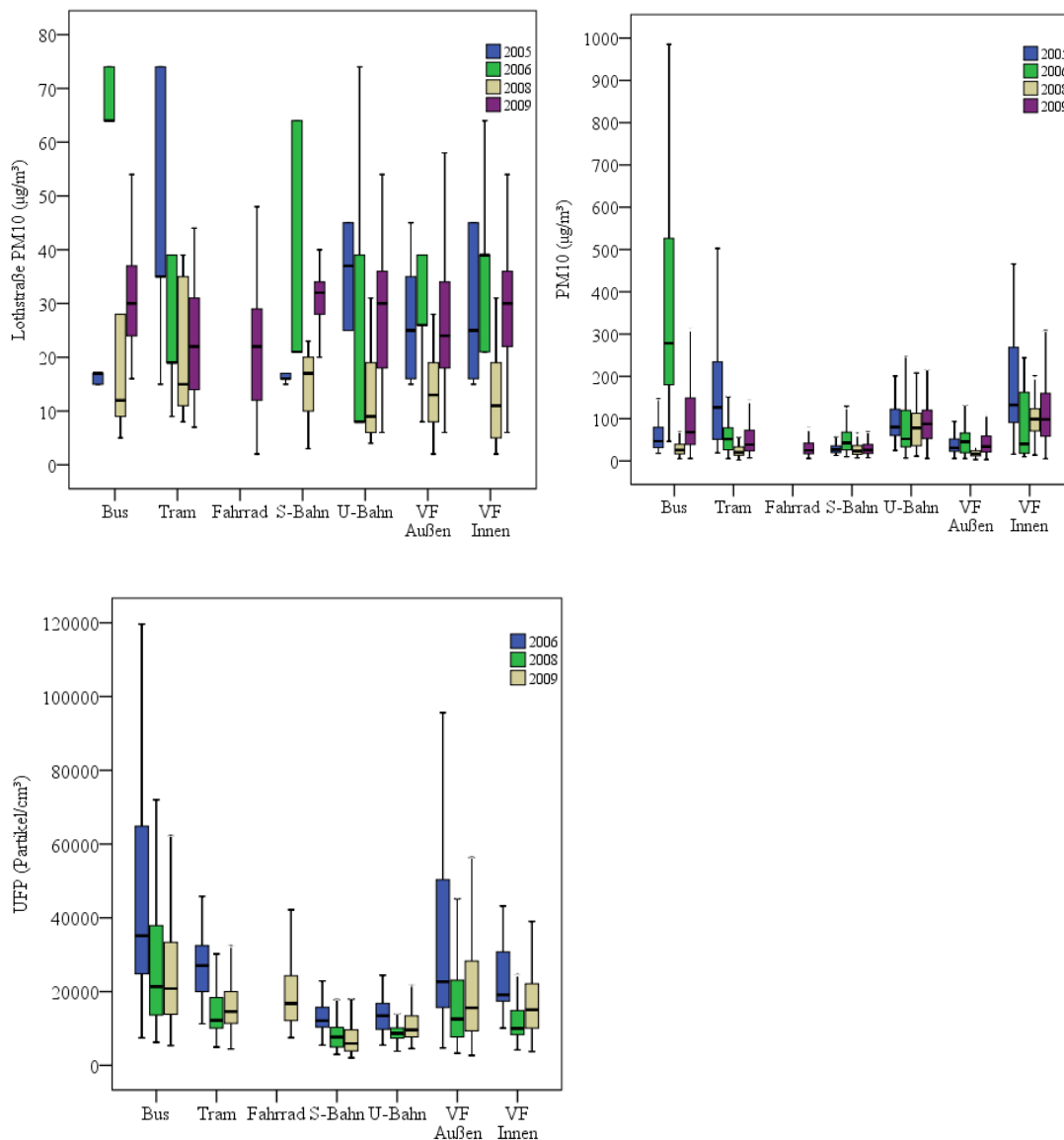


Abb. 10: Median und Quartile der Konzentrationen von  $PM_{10}$  im städtischen Hintergrund (Lothstraße), von  $PM_{10}$  und UFP während der Messungen an den jeweiligen Messorten, für die Jahre 2005 bis 2009

Für die Hintergrundkonzentration von  $PM_{10}$  war über die Jahre 2005 bis 2009 kein Trend erkennbar. Auffällig war die hohe Konzentration von  $PM_{10}$  an der Messstation Lothstraße 2005 während der Fahrten in der Tram und 2006 während der Fahrten im Bus.

Für die Konzentration von  $PM_{10}$  an den einzelnen Messorten war über die Jahre 2005 bis 2009 kein Trend erkennbar. Auffällig war auch hier die hohe Konzentration 2005 in der Tram und 2006 im Bus, sowie die insgesamt höhere Konzentration in der U-Bahn und an den Verkehrsfläche Innen. Der Verlauf der Konzentration mit  $PM_{2.5}$  (ohne Abbildung) war vergleichbar mit der lokalen Konzentration mit  $PM_{10}$ .

An allen Messorten war für UFP eine deutlich höhere Konzentration im Jahr 2006 als für die anderen beiden Jahre zu erkennen. Ein anhaltender abnehmender Trend in der Belastung war jedoch nicht zu erkennen.

### 3.3.4 Vergleich der Tageszeiten

Die Abbildung 11 zeigt die durchschnittliche Feinstaubkonzentration der städtischen Hintergrundbelastung (Lothstraße) zum Zeitpunkt der Messfahrten, sowie  $PM_{10}$  während der Messfahrten in den einzelnen Verkehrsmitteln, bzw. an den Verkehrsflächen im Tagesverlauf.

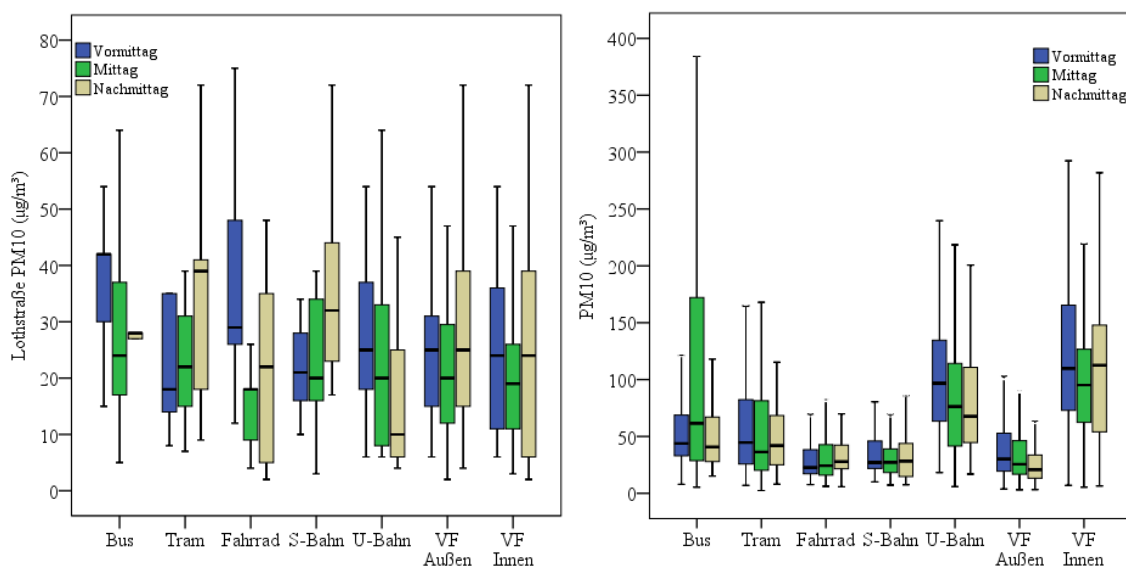


Abb. 11: Median und Quartile der Konzentrationen von  $PM_{10}$  im städtischen Hintergrund (Lothstraße) und  $PM_{10}$  während der Messungen an den jeweiligen Messorten im Tagesverlauf

An allen Messorten (bis auf Tram und U-Bahn) zeigte sich eine tageszeitliche Schwankung für  $PM_{10}$  im städtischen Hintergrundbereich mit höheren vor- und nachmittäglichen Konzentrationen als zur Mittagszeit. Die lokale Konzentration von  $PM_{10}$  an den einzelnen Messorten zeigte nur für die Messorte Tram und Verkehrsfläche Innen eine tageszeitliche Schwankung mit höheren vor- und nachmittäglichen Konzentrationen als zur Mittagszeit. Alle anderen Messorte wiesen kein eindeutig von der Tageszeit abhängiges Konzentrationsmuster auf. Der Verlauf der Konzentration von



lokalem  $PM_{2.5}$  (ohne Abbildung) war vergleichbar mit der Konzentration von  $PM_{10}$ , lediglich für den Messort Bus zeigte sich eine tageszeitliche Schwankung.

Für die Konzentration von UFP (ohne Abbildung) war keine eindeutige tageszeitabhängige Schwankung zu erkennen. Lediglich an den Messorten Verkehrsfläche Außen und Verkehrsfläche Innen zeigte sich eine leichte vormittägliche höhere Konzentration und ein erneuter kleiner Konzentrationsanstieg zum Nachmittag.

### 3.4 Vergleich einzelner Messorte

#### 3.4.1 Vergleich der Teilstrecken der Tram

Die Abbildung 12 zeigt die durchschnittlichen Feinstaubkonzentrationen im städtischen Hintergrund (Lothstraße) zum Zeitpunkt der Messfahrten und  $PM_{10}$ , sowie  $PM_{2.5}$  und UFP während der Messungen auf den Teilstrecken der Tram, die für alle drei Teilstrecken vergleichbar waren.

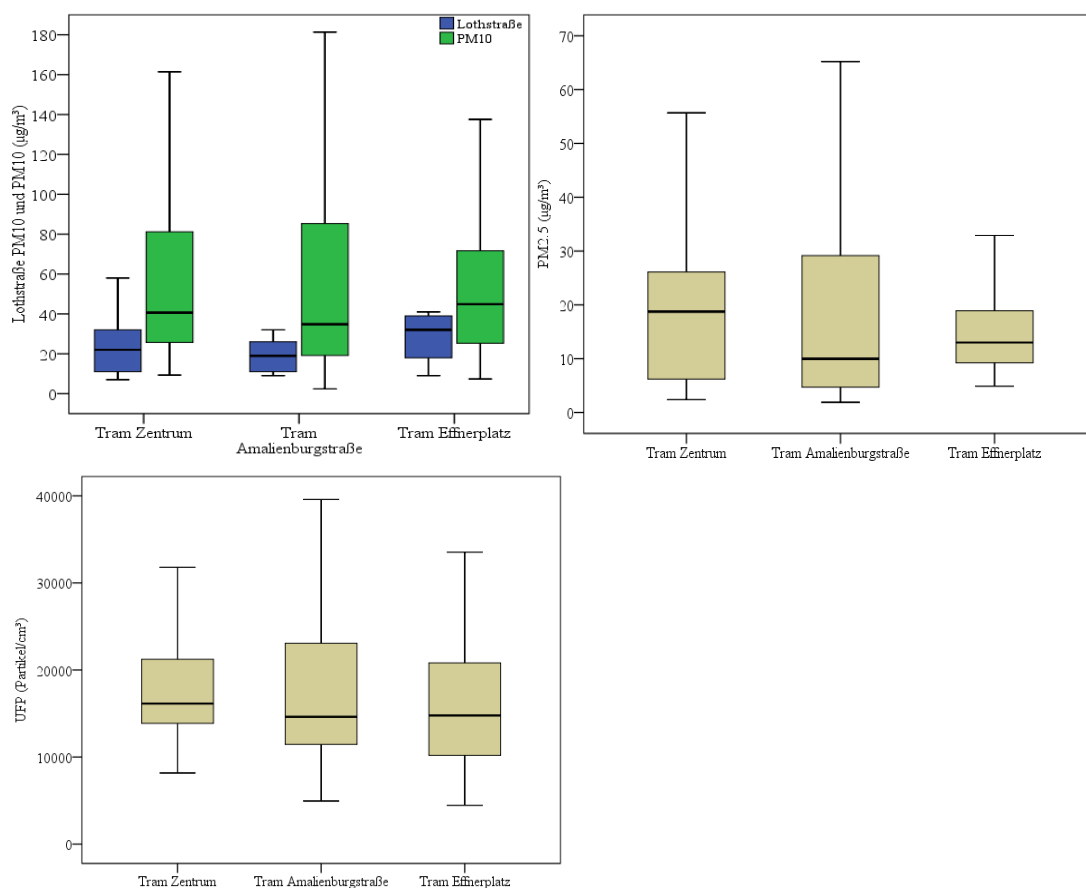


Abb. 12: Median und Quartile der Konzentrationen von  $PM_{10}$  im städtischen Hintergrund (Lothstraße) und  $PM_{10}$ , sowie  $PM_{2.5}$  und UFP während der Messungen auf den Teilstrecken der Tram

Es zeigte sich für die Konzentrationen aller Staubfraktionen auf allen drei Streckenabschnitten kein Unterschied. Lediglich etwas höhere Medianwerte fanden sich für

PM<sub>10</sub> im städtischen Hintergrund während der Messfahrten, sowie die im Fahrzeug gemessene Konzentration von PM<sub>10</sub> auf der Teilstrecke Effnerplatz. Außerdem zeigte sich für die Konzentration von PM<sub>2,5</sub> und UFP ein ein etwas höherer Medianwert auf der Teilstrecke Tram Zentrum.

### 3.4.2 Vergleich der Teilstrecken der S- und U-Bahn

Die Abbildung 13 zeigt die durchschnittliche Feinstaubkonzentration im städtischen Hintergrund (Lothstraße) zum Zeitpunkt der Messfahrten, sowie PM<sub>10</sub> und UFP in S- und U-Bahn auf den einzelnen Teilstrecken. Die unterirdisch verlaufenden Teilstrecken wiesen deutlich höhere Konzentrationen von PM<sub>10</sub> auf als die oberirdischen, während für UFP die Konzentrationen auf den einzelnen Teilstrecken vergleichbar war.

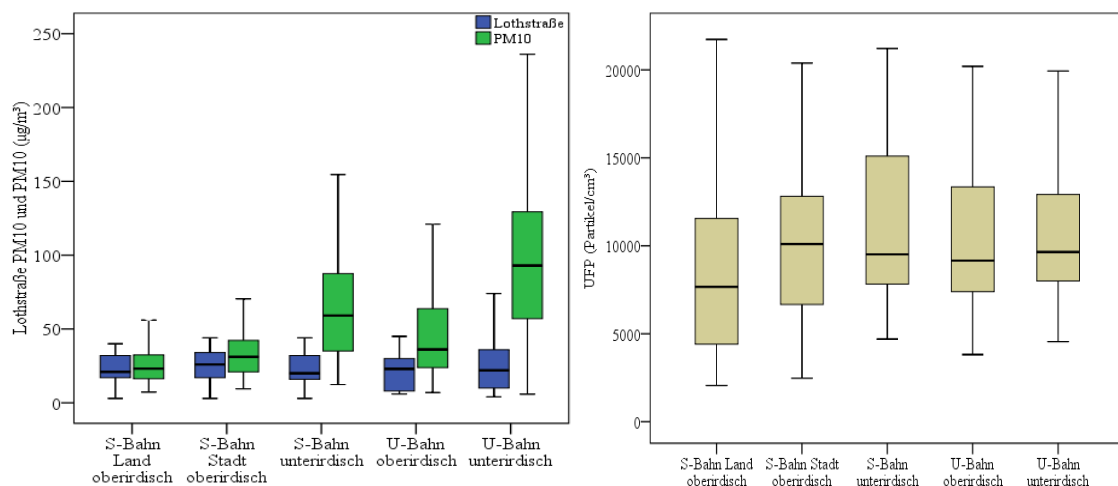


Abb. 13: Median und Quartile der Konzentrationen von PM<sub>10</sub> im städtischen Hintergrund (Lothstraße) und PM<sub>10</sub>, sowie UFP während der Messungen auf den Teilstrecken der S- und U-Bahnen

Die Konzentration von PM<sub>10</sub> im städtischen Hintergrund war während der Messungen auf den einzelnen Teilstrecken der S- und U-Bahn vergleichbar. Die Konzentration von PM<sub>10</sub> war auf allen unterirdisch verlaufenden Teilstrecken höher als auf den oberirdisch verlaufenden. Dabei war die Konzentration von PM<sub>10</sub> auf den unterirdischen Teilstrecken der U-Bahn höher als auf der unterirdisch verlaufenden S-Bahn, und auf den oberirdischen Teilstrecken der U-Bahn höher als auf den oberirdisch verlaufenden S-Bahn. Der Verlauf der Konzentration mit PM<sub>2,5</sub> (ohne Abbildung) war vergleichbar mit dem von PM<sub>10</sub>. Der Anteil von PM<sub>2,5</sub> an PM<sub>10</sub> lag bei 46% bis 49%.

Die Konzentration von UFP war auf den einzelnen Teilstrecken vergleichbar hoch, bei höchstem Medianwert auf der oberirdisch verlaufenden Teilstrecke S-Bahn „Stadt“ und niedrigstem Medianwert auf der oberirdisch verlaufenden Teilstrecke S-Bahn „Land“.

### 3.4.3 Vergleich der Verkehrsflächen Außen und Innen

Abbildung 14 zeigt die durchschnittliche Feinstaubkonzentration von  $PM_{10}$  im städtischen Hintergrund (Lothstraße) zum Zeitpunkt der Messungen, sowie  $PM_{10}$  und UFP an den Verkehrsflächen Außen und Innen. Die Messungen an den Verkehrsflächen Außen wurden entlang der Stadtgrenze Münchens getrennt nach Verkehrsflächen Außen „Stadt“ und Verkehrsflächen Außen „Land“ betrachtet. Die Konzentration von  $PM_{10}$  im städtischen Hintergrund war während der Messungen an den einzelnen Teilabschnitten vergleichbar. Die Konzentration von  $PM_{10}$  am Teilabschnitt Verkehrsfläche Innen war die höchste. Für UFP wies der Teilabschnitt Verkehrsfläche Außen „Stadt“ die höchste Konzentration auf.

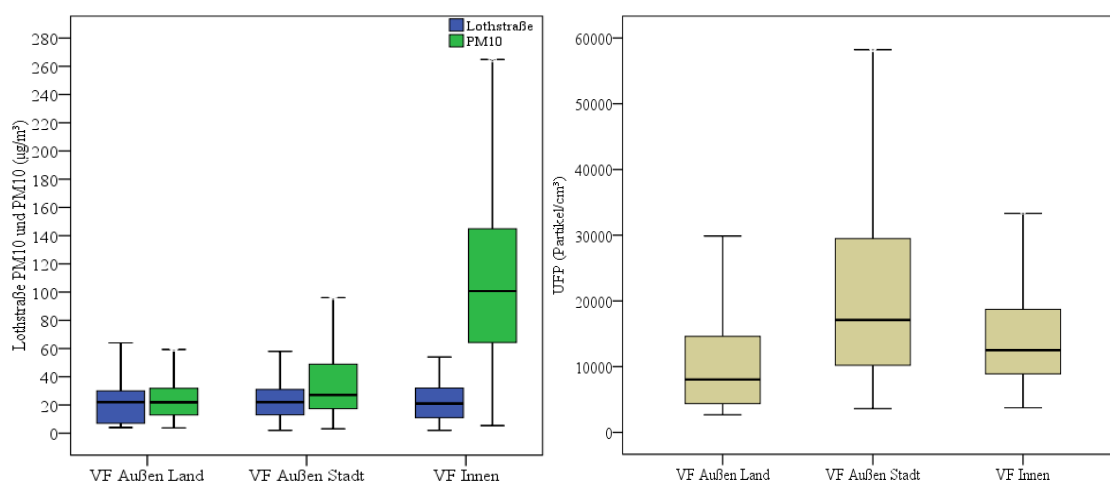


Abb. 14: Median und Quartile der Konzentrationen von  $PM_{10}$  im städtischen Hintergrund (Lothstraße) und  $PM_{10}$ , sowie UFP während der Messungen an den Verkehrsflächen Außen und Innen

Die Konzentration im städtischen Hintergrund von  $PM_{10}$  war während der Messungen an den einzelnen Teilabschnitten der Verkehrsflächen vergleichbar. Die Konzentration von  $PM_{10}$  an den Verkehrsflächen Innen war deutlich höher als die an den beiden Teilabschnitten Verkehrsflächen Außen, wobei die am Teilabschnitt Verkehrsflächen Außen „Stadt“ etwas über der von Verkehrsflächen Außen „Land“ lag. Für die Konzentration von  $PM_{2.5}$  (ohne Abbildung) zeigte sich an den Verkehrsflächen Innen ebenfalls eine deutlich höhere Konzentration. Für UFP fand sich an den Teilabschnitten Verkehrsflächen Außen „Stadt“ die höchste Konzentration, während die Teilabschnitte Verkehrsflächen Außen „Land“ und Verkehrsflächen Innen vergleichbar waren.

### 3.4.4 Vergleich von Messfahrten mit U-Bahn und Fahrrad

Nur für den Zeitraum vom 01. bis 30. September 2009 ist ein unmittelbarer Vergleich von Messfahrten mit verschiedenen Verkehrsmitteln mit demselben Ziel möglich. Sowohl mit dem Fahrrad, als auch mit der U-Bahn wurden die Ziele, bzw. Haltestellen

Klinikum Großhadern und Universität Hauptgebäude angefahren. Die durchschnittliche Fahrtdauer mit dem Fahrrad zum Klinikum Großhadern betrug  $34 \pm 13$  Minuten und zur Universität  $24 \pm 7$  Minuten. Die Fahrtzeit mit der U-Bahn war deutlich kürzer: zum Klinikum Großhadern 15 Minuten, zur Universität 5 Minuten. Die Konzentration von Feinstaub war auf dem Fahrrad ca. 2,5 bis mehr als 4 mal niedriger als in der U-Bahn (Fahrrad  $PM_{10}$   $36,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  und  $PM_{2.5}$   $11,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , U-Bahn  $PM_{10}$   $97,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$  und  $PM_{2.5}$   $48,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Die durchschnittliche Konzentration von UFP auf dem Fahrrad lag mit  $20471 \text{ Partikeln}/\text{cm}^3$  ca. 2,5 mal so hoch wie in der U-Bahn mit  $8348 \text{ Partikeln}/\text{cm}^3$ .

#### **3.4.5 Fahrgastzahl und $\text{CO}_2$**

Da die Fahrgastzahl zwar im Protokoll erhoben wurde, entgegen der Erwartung jedoch keine aussagekräftigen Korrelation mit  $\text{CO}_2$  deutlich wurde (siehe auch Tabelle 5), wurde auf eine weitere Auswertung dieser Parameter verzichtet.

## **4 Diskussion**

Ziel dieser Untersuchung war eine individuelle Bestandsaufnahme der Feinstaubbelastung eines Einzelnen beim Bewegen im Münchner Großraum mit öffentlichen Verkehrsmitteln und dem Fahrrad. Die Daten, die für diese Arbeit erhoben wurden, spiegelten ein „personal monitoring“ wider und lassen keine repräsentative Aussage über die allgemeine Feinstaubkonzentration in Münchens Nahverkehr zu. Am Anfang der Untersuchung stand die Annahme, dass in den verschiedenen Verkehrsmitteln unterschiedliche Belastungen mit Feinstaub zu finden sind. Dies bestätigte sich in der Analyse. Im Rahmen der Auswertung wurden die einzelnen Verkehrsmittel miteinander verglichen, sowie die Unterschiede in der Feinstaubkonzentration abhängig von den Jahreszeiten, vom Jahres- und Tagesverlauf untersucht. Außerdem wurden einzelne ausgesuchte Verkehrsmittel auf streckenbedingte Unterschiede untersucht.

### **4.1 Methodenkritik**

Bei Aufnahme der vorliegenden Arbeit lagen im Institut für Arbeits-, Sozial- und Umweltmedizin, Klinikum der Ludwig-Maximilians-Universität bereits Daten zur Feinstaubkonzentration in öffentlichen Verkehrsmitteln im Münchner Großraum vor. Diese sollten in die vorliegende Auswertung aufgenommen werden, um eine breite Zeitspanne von mehreren Jahren abzudecken. (Die meisten anderen Untersuchungen, die sich mit der Feinstaubkonzentration im öffentlichen Raum und öffentlichen Verkehrsmitteln beschäftigten, konzentrierten sich auf eine Zeitspanne von Tagen bis Monaten innerhalb eines Jahres, vergleiche z. B. (Kassomenos et al., 2012; Kingham, Longley, Salmond, Pattinson, & Shrestha, 2013; Knibbs & de Dear, 2010).) Für diese Arbeit wurden die bereits untersuchten Strecken erneut untersucht und es wurden keine neuen hinzugenommen. Die Auswahl der Fahrten war ein Kompromiss von vorhandenen Daten, Streckenverlauf der bereits gefahrenen Messungen und für diese Arbeit zu bewältigende Fahrtenanzahl. Die Aussagekraft der Daten war also dahingehend limitiert, dass Vergleiche über verschiedene Streckenverläufe, inhomogene Verteilung über den Tages- und Jahresverlauf und ohne detaillierte Beurteilung der Wetterbedingungen vorgenommen wurden. Insgesamt aber floss eine große Anzahl von Messfahrten in diese Auswertung ein, da sich der Messzeitraum über mehrere Jahre erstreckte und viele verschiedene Verkehrsmittel als Messorte in die Untersuchung aufgenommen wurden. Damit ließ sich eine mögliche individuelle Belastung mit Feinstaub, die beim alltäglichen Benutzen öffentlicher Verkehrsmittel auftrat, dennoch gut darstellen. Für diese Untersuchung neu hinzu kam das Fahrrad als Messort, da dies

bisher noch nicht vertreten war. Für dieses Verkehrsmittel lagen also nur für wenige Monate im Sommer und Herbst 2009 Messergebnisse vor, so dass die Vergleichbarkeit mit den anderen Messergebnis etwas eingeschränkt war.

Repräsentativ für eine durchschnittliche Konzentration von Feinstaub im Münchner öffentlichen Personennahverkehr und auf dem Fahrrad war die vorliegende Untersuchung jedoch nicht. Auch unmittelbare Vergleiche, welcher Belastung eine Person beim Erreichen desselben Zieles mit unterschiedlichen Verkehrsmitteln ausgesetzt wäre, ließen die vorhandenen Daten nicht zu. Dies war vor allem dadurch bedingt, dass sich die einzelnen Streckenverläufe der Verkehrsmittel ergänzten und nur in den seltensten Fällen die gleiche Strecke durch mehrere Verkehrsmittel abgefahren wurde.

Da die Messfahrten vornehmlich von Studenten durchgeführt wurden, lagen die meisten Fahrten in den Zeiten der Semesterferien März/April, sowie Juli/August/September/-Oktober, so dass die Jahreszeiten Frühjahr, Sommer und Herbst in unseren Auswertungen gut dargestellt wurden. In den Wintermonaten (November, Dezember, Januar, Februar) und an zu regnerischen Tagen wurden keine Messfahrten durchgeführt, weil die Messgeräte zu empfindlich waren, um bei zu niedrigen Temperaturen verlässliche und reproduzierbare Messergebnisse zu liefern. Außerdem standen die im Institut vorhandenen Messgeräte nicht nur für unsere, sondern auch andere Untersuchungen zur Verfügung, so dass nicht immer die nötige Infrastruktur für unsere Messfahrten vorhanden war. Auch Messungen nachts haben wir personalbedingt nicht durchführen können.

Die Großwetterlage hat einen nicht zu vernachlässigenden Einfluss auf die Feinstaubkonzentration (Kassomenos et al., 2012). Wir berücksichtigten zwar keine Wetterdaten, erfassten allerdings den Einfluss der Großwetterlage auf die Feinstaubkonzentration im städtischen Hintergrund durch die Messstation an der Lothstraße.

Mit den mobilen Messgeräten wurden während der Fahrten nur die quantitative Feinstaubkonzentration aufgezeichnet. Eine qualitative Auswertung der Feinstaubkonzentration während der Messungen über eine chemische Analyse von Staubfiltern wurde nicht vorgenommen. Daher wurden keine weitergehenden Aussagen über die Zuordnung der Emissionsquellen gemacht. Bei dem Messgerät Grimm Model 1.108 zur Erfassung der PM-Fraktionen muss beachtet werden, dass von der Partikelanzahl über eine mathematische Extrapolation auf die Staubmassenkonzentration umgerechnet wird.

In besonderen Situationen, in denen die gemessenen Stäube durch ihre Zusammensetzung eine andere Dichte haben können (z. B. die eher metallhaltigen Stäube in der U-Bahn), ist diese Umrechnung unter Umständen nicht ganz korrekt. Auch die Platzierung der Messinstrumente muss kritisch betrachtet werden. Um möglichst wenig Aufmerksamkeit zu erregen, wurde die Box während der Messungen auf dem Boden oder, wenn möglich, auf dem benachbarten Sitz abgestellt, bzw. auf dem Fahrradgepäckträger befestigt. Dies kann dazu geführt haben, dass die Messdaten etwas abweichen von der realen Feinstaubkonzentration, die Messungen im unmittelbaren Nase-Mund-Bereich ergeben würden. Bodennahe Staubaufwirbelung und Luftverwirbelungen durch Bewegungen beim Fahrradfahren können sowohl zu höheren wie auch niedrigeren Messwerten der Feinstaubbelastung als tatsächlich vorhandene Konzentration in der Einatemluft geführt haben. Eine Vergleichsmessung mit zwei Geräten, um diesen Unterschied einschätzen zu können, war aufgrund der Geräteausstattung mit jeweils nur einem Messgerät nicht möglich.

## **4.2 Diskussion der Ergebnisse**

### **4.2.1 Beispiel für eine Messfahrt**

Die Abbildung 5 zeigt die Konzentrationsverläufe von  $PM_{10}$ ,  $PM_{2.5}$  und UFP während einer Messfahrt am 08.10.2009 von 9:00 bis 12:00 Uhr mit U-Bahnen und Bus. Anhand dieses Beispiels wollten wir die allgemeinen Gültigkeiten der Konzentrationsverläufe während der Fahrten darstellen. Ganz allgemein lässt sich sagen, dass  $PM_{10}$  und  $PM_{2.5}$  weitestgehend parallel verliefen. In einigen Situationen zeigten sich Konzentrationsanstiege bei  $PM_{10}$  stärker oder durch zusätzliche Konzentrationspeaks. (Da der Verlauf von  $PM_{2.5}$  und  $PM_{1.0}$  parallel verlief und die Korrelation nicht nur für die Fahrt, sondern über den gesamten Datensatz sehr hoch war ( $r = 0,95$ ), wurde auf eine Aufnahme von  $PM_{1.0}$  in die Auswertung verzichtet.) Der Konzentrationsverlauf der PM-Fractionen und UFP wies hingegen keine Parallelität auf und schien durch unterschiedliche Gegebenheiten beeinflusst zu werden.

Der parallele Verlauf der Feinstaubfraktionen (Particulate Matter PM)  $PM_{10}$  und  $PM_{2.5}$  ließ auf eine gute Korrelationen dieser Parameter schließen, die sich auch in den weiteren Auswertungen mit allen Messwerten bestätigten. Der Anstieg der PM-Fractionen an den Verkehrsflächen Innen (Zwischengeschosse und Bahnsteige) war am ehesten durch eine eingeschränkte Belüftung, sowie Resuspension der Partikel durch Bewegungen der Fahrgäste bedingt. Besonders auffällig war der Konzentrationsanstieg

an den Verkehrsfläche Innen an der Münchner Freiheit (Zwischengeschoss). Dort wurden am Zwischengeschoss umfangreiche Renovierungsarbeiten durchgeführt, die zu einer deutlich sichtbaren Staubbelastung führten. Beim anschließenden Warten am U-Bahnsteig und dann während der Fahrt in der U-Bahn lagen die Konzentrationen deutlich niedriger.

Die Konzentrationen der PM-Fraktionen und UFP wiesen keine zeitgleichen Veränderungen auf. Die Konzentration von UFP war am größten an der Verkehrsfläche Außen an der Bushaltestelle am Harras. Diese lag an einer Unterführung, unter der die Busse hielten. Wartende Busse ließen teilweise ihren Motor laufen, und auch den Abgasen anfahrender Busse war man im Wartebereich unmittelbar ausgesetzt. Während der Fahrten in U-Bahn und Bus zeigten sich immer wieder kleinere Konzentrationsanstiege mit UFP. Vor allem im Bus konnten an den einzelnen Haltestellen bei geöffneten Türen neue, durch den umgebenden motorisierten Straßenverkehr emittierte Partikel eindringen. Außerdem wurden einmal ins Wageninnere gelangte Partikel offenbar nicht so schnell wieder durch die Lüftungsanlage entfernt.

#### **4.2.2 Deskriptive Statistik**

Es erfassen seit 1974 zunehmend mehr fest installierte Messstationen in Bayern neben Feinstaub  $< 10 \mu\text{m}$  ( $\text{PM}_{10}$ ) (33, davon vier in München) auch Feinstaub  $< 2,5 \mu\text{m}$  ( $\text{PM}_{2,5}$ ) (23, davon vier in München) (LfU, 2014). Insgesamt lässt sich aufgrund unserer Daten sagen, dass die von der EU Richtlinie 2008/50/EG vorgegebenen Grenzwerte für  $\text{PM}_{10}$  und  $\text{PM}_{2,5}$  in München weitestgehend eingehalten werden und die Luftqualität auch während der Nutzung der öffentlichen Verkehrsmittel für die vorliegende Arbeit diesen Werten entsprach. Die Werte, die an der festinstallierten Messstation Lothstraße gemessen wurden, lagen alle unter dem Tagesgrenzwert für  $\text{PM}_{10}$  von  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Auch die Medianwerte für  $\text{PM}_{10}$  und  $\text{PM}_{2,5}$  an den einzelnen Messorten lagen unterhalb der Grenzwerte, außer an den Messorten U-Bahn und Verkehrsfläche Innen, an denen wegen der Einfassung durch Gebäudewände und der unterirdischen Lage die Vermischung mit weniger konzentrierter Luft nicht so ausgeprägt war.

Unsere Messwerte zeigten für  $\text{PM}_{10}$  und  $\text{PM}_{2,5}$  eine starke Korrelation (0,87) wie sie auch in einer anderen Studie für Deutschland gefunden wurde (Bruckmann, 2009). An fast allen Messorten ließen sich ca. 50 bis 85% der Varianz der Messwerte von  $\text{PM}_{10}$  durch  $\text{PM}_{2,5}$  erklären. Wir gingen also davon aus, dass sich die Konzentration von  $\text{PM}_{2,5}$  gut durch die Konzentration von  $\text{PM}_{10}$  abbilden ließ. Die Höhe des Anteils von  $\text{PM}_{2,5}$  an



PM<sub>10</sub> wurde dadurch jedoch noch nicht widergegeben. Dieser war während unserer Messungen mit 32% bis 48% deutlich kleiner als durchschnittlich für Europa angegeben (70%) (CAFE, 2004). Wenn sich also auch die Konzentration von PM<sub>2.5</sub> gut durch PM<sub>10</sub> abbilden ließ, bekamen wir dennoch durch das Erfassen von PM<sub>2.5</sub> zusätzliche Informationen. Mit dem Wissen um die größere Eindringtiefe kleinerer Partikel und damit verbundene größere negative Effekte auf die Gesundheit, bestätigten unsere Auswertungen die Wichtigkeit des Ausbaus zum Erfassen von PM<sub>2.5</sub> auch an fest installierten Messstationen.

Da für den gesamten Datensatz (nicht differenziert nach einzelnen Messorten) die Korrelation von PM<sub>2.5</sub> mit PM<sub>1.0</sub> sehr stark war ( $r = 0,95$ ) und PM<sub>1.0</sub> in den meisten Studien keine große Rolle zuteil wird, weil zur Bewertung der Konzentration von feinsten Teilchen i.d.R. UFP gemessen werden, wurde auf eine weitere Auswertung der Konzentration von PM<sub>1.0</sub> verzichtet. Die Korrelation für den gesamten Datensatz von PM<sub>10</sub> im städtischen Hintergrund (Lothstraße) mit dem PM<sub>10</sub> der einzelnen Messorten war nur moderat ( $r = 0,32$ ). Der Effekt, den lokale Gegebenheiten auf die Feinstaubbelastung hatten, ging also noch weit über die Konzentration im städtischen Hintergrund hinaus.

UFP werden bisher nicht flächendeckend an fest installierten Messstationen gemessen. Dieser Parameter wird sehr stark von lokalen Bedingungen beeinflusst, so dass eine Messung über eine fest installierte Messstation die Konzentration von UFP nicht repräsentativ widerspiegeln würde und mobile Messungen mit einem höheren Wartungs- und Kostenaufwand verbunden wären. Berghmans et al. konnten zeigen, dass der Grund in unterschiedlichen Quellen für UFP (Emissionen des Verkehrs) und für PM<sub>10</sub> (v.a. Tätigkeiten an Baustellen) liegt (Berghmans et al., 2009). Einen Rückschluss aus der Konzentration von PM<sub>10</sub> oder PM<sub>2.5</sub> auf UFP zu ziehen, ließen unsere Messungen nicht zu (keine bis geringe Korrelation von PM<sub>10</sub> bzw. PM<sub>2.5</sub> mit UFP  $r = 0,19$  bzw.  $0,05$ ) und bestätigen damit die Annahme, dass ohne eine direkte Messung von UFP keine Aussage zur Belastung damit möglich ist. Zu bedenken ist auch, dass die Belüftungssituation in den jeweiligen Verkehrsmitteln nicht unmittelbar vergleichbar ist (siehe auch 4.2.3 Alle Messorte) und unterschiedliche Ausstattung mit Filter- und Klimaanlage zu einer unterschiedlichen Reinigung und Luftaustausch in den Verkehrsmitteln führen (Hudda, Kostenidou, Sioutas, Delfino, & Fruin, 2011).

Die Annahme, dass die CO<sub>2</sub>-Konzentration mit der Fahrgastzahl korreliert und hohe CO<sub>2</sub>-Konzentrationen durch eine große Zahl an Fahrgästen bedingt sein könnten, wie dies z. B. in einer Studie zur Luftqualität in Klassenzimmern (H Fromme et al., 2008) oder bei einer Studie mit zwar gleichbleibender Fahrgastzahl, aber verschiedenen Belüftungssituationen im Auto (Zhu, Eiguren-Fernandez, Hinds, & Miguel, 2007) deutlich wurde, konnten die vorliegenden Daten nicht bestätigen (nur geringe Korrelation  $r = 0,18$ ). Dies könnte durch die guten Filteranlagen der Fahrzeuge, die das CO<sub>2</sub> schnell aus der Luft im Fahrgastraum entfernen, bedingt sein. Außerdem entstanden bei jedem Halt und den damit verbundenen Fahrgastbewegungen an den geöffneten Türen Luftströmungen und ein Vermischen der CO<sub>2</sub>-haltigeren Luft mit Frischluft aus der Umgebung.

### **4.2.3 Alle Messorte**

#### **4.2.3.1 Messorte allgemein**

Die Konzentration von PM<sub>10</sub> im städtischen Hintergrund wurde an der fest installierten Messstation Lothstraße gemessen und war während aller Messungen an den verschiedenen Messorten vergleichbar, nur während der Busfahrten zeigte sich ein höherer Median. Bei der weiteren Analyse der Feinstaubkonzentration muss dieser um ca. 28% höhere Median der Hintergrundkonzentration im Bus, verglichen mit der durchschnittlichen Konzentration während aller Messungen, bei den Erklärungen in Betracht gezogen werden. Für den Messort Bus lagen nicht wesentlich mehr Messungen in der kälteren (und stärker belasteten) Jahreszeit vor als für die anderen Messorte und hätten damit relativ mehr Gewicht (siehe 4.2.3.2 Vergleich der Jahreszeiten). Wir nahmen daher eine zufällige Häufung von Messfahrten im Bus an Tagen mit höherer Hintergrundkonzentration an.

Für die Konzentration von PM<sub>10</sub> und PM<sub>2,5</sub> an den einzelnen Messorten zeigte sich für die von Fahrzeug- oder Gebäudewänden umschlossenen Messorte (Bus, Tram, S- und U-Bahn, Verkehrsflächen Innen) eine höhere Konzentration als an den Messorten ohne einfassende Wände (Fahrrad und Verkehrsfläche Außen). Diese Beobachtung zeigte sich auch in anderen Studien, vergleiche z.B. (Adams, Nieuwenhuijsen, Colvile, McMullen, & Khandelwal, 2001; Boogaard, Borgman, Kamminga, & Hoek, 2009). Die Messorte U-Bahn und Verkehrsfläche Innen mit ihrer nur passiven Belüftung über Belüftungsschächte wiesen dabei die höchsten durchschnittlichen Konzentrationen auf wie dies auch in anderen Studien gezeigt werden konnte, eine gute Übersicht findet sich dazu in einer ungarischen Studie (Salma, Weidinger, & Maenhaut, 2007). Durch eine

Vermischung mit niedriger konzentrierter Luft konnten sich an den nicht umschlossenen Messorten die Partikel schneller und auf größerem Raum verteilen als an den von Wänden umschlossenen Messorten. Da die Konzentration im städtischen Hintergrund für alle Messorte vergleichbar war, gingen wir also davon aus, dass die Unterschiede in der Feinstaubkonzentration von  $PM_{10}$  und  $PM_{2.5}$  durch eine zusätzliche Konzentration durch lokale Gegebenheiten zustande kamen. Die scheinbar höhere Konzentration von  $PM_{10}$  im Bus relativierte sich in Anbetracht der Tatsache, dass während der Messfahrten im Bus auch die Konzentration im städtischen Hintergrund höher war als an den anderen Messorten. Die höhere Hintergrundkonzentration (28% höher als durchschnittlich) während der Messfahrten im Bus spiegelte sich offenbar in der höheren lokalen Konzentration im Bus (22% höher als durchschnittlich) wider. (Bei detaillierter Betrachtung fiel auf, dass dies durch eine höhere Hintergrundkonzentration im Jahr 2006 bedingt war, siehe 4.2.3.3 Vergleich der Jahre.) Die in einer Studie der „Convention on Long-range Transboundary Air Pollution“ (CLRTAP) zusammengetragenen Werte für verschiedene Regionen Europas zeigen für Zentral-/Westeuropa für das Jahr 2011 eine mittlere Konzentration von  $PM_{10}$  von  $19 \mu\text{g}/\text{m}^3$  und von  $PM_{2.5}$  von  $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (CLRTAP, 2013). Der von uns gefundene Wert für  $PM_{10}$  im städtischen Hintergrund, gemessen an der Messstation Lothstraße, liegt mit  $22 \mu\text{g}/\text{m}^3$  in einem ähnlichen Bereich. Einen Wert für  $PM_{2.5}$  im städtischen Hintergrund haben wir nicht vorliegen. Die ebenfalls von der CLRTAP angegebene für Gesamt-Europa gemittelte Konzentration von  $PM_{10}$  im städtischen Hintergrund liegt mit  $32 \mu\text{g}/\text{m}^3$  deutlich über unserer, allerdings fließen hier die Werte von 13 weiteren Ländern ein, so dass hier keine geographisch detailliertere Aussage getroffen werden kann. Der von uns gefundene durchschnittliche Wert für  $PM_{2.5}$  von  $17 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ist nicht ohne weiteres mit den von der CLRTAP angegebenen Werten für  $PM_{2.5}$  in Zentral-/Westeuropa ( $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) und  $PM_{2.5}$  im gesamt-europäischen städtischen Hintergrund ( $18 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) zu vergleichen, da sich unser Wert aus den einzelnen Mittelwerten der an den Messorten gefundenen Konzentrationen zusammensetzt. Bis auf die Messorte Fahrrad und die Verkehrsflächen Außen handelt es sich dabei um die Messwerte in Fahrgastkabinen von öffentlichen Verkehrsmitteln und den Räumlichkeiten der Verkehrsflächen Innen und damit um von der Außenluft abgeschirmte Messorte. Die für die Messorte Fahrrad und die Verkehrsflächen Außen gefundenen Messwerte für  $PM_{2.5}$  liegen mit durchschnittlich 8,1 und  $12,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$  sowohl unter der zentral-/westeuropäischen Konzentration wie auch der gesamt-europäischen städtischen Hintergrundkonzentration.

Je zugänglicher der Messort für neuen Zustrom von Frischluft und Vermischung von „alter und neuer“ Luft war, desto geringer fiel die Konzentration von  $PM_{10}$  und  $PM_{2.5}$  an den Messorten aus. Die Konzentration nahm mit zunehmender Einfassung des Messortes durch Fahrzeug- oder Gebäudewände und der Nähe zum restlichen Straßenverkehr zu. Sie war an den Verkehrsfläche Außen und auf dem Fahrrad am geringsten, in der U-Bahn und an den Verkehrsfläche Innen am höchsten, wie dies auch von anderen Studien gezeigt wurde, vergleiche z.B. (Braniš, 2006; Colombi, Angius, Gianelle, & Lazzarini, 2013; Kam, Cheung, Daher, & Sioutas, 2011; Mugica-Álvarez, Figueroa-Lara, Romero-Romo, Sepúlveda-Sánchez, & López-Moreno, 2012). Der Anteil von  $PM_{10}$  im städtischen Hintergrund an  $PM_{10}$  an den einzelnen Messorten betrug für Fahrrad und Verkehrsfläche Außen 90%, für S-Bahn 80%, Tram 60% und Bus 50%, für U-Bahn 30% und Verkehrsfläche Innen 20%. Der Anteil an der Feinstaubkonzentration eines einzelnen Messortes, der über die städtische Hintergrundkonzentration hinaus ging und durch die speziellen Situationen an den einzelnen Messorten bedingt waren, nahm also mit zunehmender Einfassung des Messortes durch Wände und/oder unterirdische Lage deutlich zu. Die über die städtische Hintergrundkonzentration hinausgehende Konzentration wurde durch lokale Faktoren beeinflusst. Auf dem Fahrrad fuhren wir zwar streckenweise nahe dem PKW- und LKW-Verkehr auf der Straße, allerdings wurde hier die durch die Verkehrssituation belastete Luft schnell mit geringerer konzentrierter vermischt. Außerdem verliefen unsere Teststrecken zum großen Teil auf extra angelegten Radwegen und wurden teilweise noch zusätzlich durch parkende Autos, eine Hecke oder andere Bepflanzung von den übrigen Verkehrsspuren getrennt. Eine räumliche Trennung der Verkehrsspuren durch geparkte Autos zeigte auch in einer kalifornischen Studie eine deutlich niedrigere Konzentration von Feinstaub für den Fahrradweg (Quiros, Lee, Wang, & Zhu, 2013). Vergleichbar waren die Messungen an den Verkehrsfläche Außen, an denen sich höher belastete Luft schnell mit geringer belasteter vermischte. Die S-Bahn ist zwar prinzipiell ein von Fahrzeugwänden eingefasstes Verkehrsmittel, so dass einmal in die Waggon gelangte Partikel durch den Publikumsverkehr immer wieder aufgewirbelt wurden, bevor sie irgendwann entfernt wurden. Aber die Gleise lagen so weit entfernt vom restlichen motorisierten Verkehr, dass dieser offensichtlich keinen Einfluss auf die Konzentration von  $PM_{10}$  und  $PM_{2.5}$  im Verkehrsmittel hatte. Außerdem lagen die meisten S-Bahnhaltestellen oberirdisch und waren abgesehen von einer Bedachung nicht von Gebäudewänden umgeben, so dass die in die Waggon neu einströmende Luft i.d.R. geringer belastet war. Tram und Bus fuhren zwar in einer

größeren Nähe zum motorisierten Straßenverkehr, aber oft auf einem eigenen Gleisbett (Tram) oder auf einer eigenen Spur (Bus), wobei der Bus sich noch am meisten unmittelbar im „Quellstrom“ bewegte. Dies spiegelt sich in der etwas kleineren Anteil der Hintergrundkonzentration an der im Messort Bus, resp. Tram gemessenen  $PM_{10}$ -Konzentration wider (50%, resp. 60%) Durch geöffnete Fenster während der Fahrt, sowie Öffnen der Türen an den Haltestellen bestand immer wieder die Möglichkeit zum Luftaustausch mit weniger belasteter Luft. In U-Bahn und Verkehrsfläche Innen hingegen gab es wenig Austausch mit Frischluft. Die Bahnen waren nicht mit einer eigenen Klimaanlage ausgestattet. An den zwar über Belüftungsschächte an die Oberfläche belüfteten Verkehrsfläche Innen kam es beim Ein- und Ausfahren der Bahnen jedesmal zu einem neuen Abrieb beim Bremsen und Anfahren, sowie Aufwirbeln bereits vorhandener Partikel aus dem Gleisbett und von den Bahnsteigen, so dass die Umgebungsluft dort bereits höhere Konzentrationen an Partikeln aufwies. Mit dieser Luft vermischte sich dann beim Öffnen der Türen die Luft in den Fahrgastkabinen.

Der Anteil von  $PM_{2.5}$  an  $PM_{10}$  an allen Messorten lag insgesamt bei 40%. Für die einzelnen Messorte war der Anteil für Fahrrad und Tram = 32%, Bus = 33%, S-Bahn und Verkehrsfläche Innen = 45%, U-Bahn = 47% und Verkehrsfläche Außen = 48%. Offensichtlich war in München der Anteil der feinen Fraktion ( $< 2,5\mu m$ ) an  $PM_{10}$  kleiner als im mittleren Verhältnis von  $PM_{2.5}$  zu  $PM_{10}$  (ca. 70%) wie es von der „Clean Air For Europe working group“, CAFE) für Europa (CAFE working group on Particulate (Matter, 2004) oder auch dem mittleren Verhältnis von  $PM_{2.5}$  zu  $PM_{10}$  in Zentral-/Westeuropa für das Jahr 2011 (65%) wie es von der Convention on Long-range Transboundary Air Pollution CLRTAP) (durschnittlich 65% [42 bis 83%] gefunden wurde (CLRTAP, 2013). Dies könnte mit einer verbesserten Technik der Verbrennungstechnologie der Fahrzeuge und damit verbundener geringerer  $PM_{2.5}$ -Emission in der Stadt zusammenhängen. Außerdem ist der Anteil der gröberen Fraktion (2,5 bis  $10\mu m$ ) an  $PM_{10}$  während der trockenen Jahreszeiten größer (Kassomenos et al., 2012), und unsere Messungen fanden gerätebedingt nur bei ausreichend warmen und trockenem Wetter statt. Die Partikel der Fraktion 2,5 bis  $10\mu m$  entstehen vor allem durch Abrieb und Resuspension. Die Messorte Bus, Tram und Fahrrad waren mit ihrer Nähe zum restlichen motorisierten Straßenverkehr dieser Fraktion am stärksten ausgesetzt, was sich in dem kleineren Anteil von  $PM_{2.5}$  an  $PM_{10}$  widerspiegelte (ca. 33%). An der Verkehrsfläche Außen fand sich, trotz unmittelbarer Nähe zu

vorbeifahrenden, anhaltenden und wieder anfahrenden Fahrzeugen, der größte Anteil von  $PM_{2.5}$  an  $PM_{10}$  (48%), was wahrscheinlich durch einen großen Anteil an UFP an der Fraktion  $PM_{2.5}$  bedingt ist (siehe auch nachfolgender Abschnitt zu UFP). Die Emission von UFP durch Fahrzeuge (Busse), die in die Haltestelle einfuhren, bremsten und dann wieder anfahren, spielte bei der Zusammensetzung der Feinstaubbelastung an dieser Messort eine größere Rolle als die durch Abrieb und Resuspension größere Feinstaubfraktion.

Die Partikel werden in der Regel auch vom Filtersystem der Fahrzeuge abgehalten (Briggs, de Hoogh, Morris, & Gulliver, 2008), so dass sie bei eingeschalteter Lüftung gar nicht erst ins Verkehrsmittelinnere gelangen sollten (je größer, desto besser gefiltert). Sind allerdings die Partikel erst einmal ins Innere gelangt, scheinen sie nicht so schnell wieder entfernt und durch die Bewegung der Passagiere immer wieder aufgewirbelt zu werden (Y.-H. Cheng & Yan, 2011; Song, Ashmore, & Terry, 2009; Zuurbier et al., 2010), was den größeren Anteil der Fraktion  $PM_{2.5}$  bei unseren Messungen an den Messorten S- und U-Bahn und Verkehrsfläche Innen erklären könnte.

Eine weitere Erklärung für die von uns gefundenen niedrigeren Werte für den Anteil von  $PM_{2.5}$  an  $PM_{10}$  könnten unsere Messgeräte sein, die auf optischen Verfahren beruhen. Die Referenzmethode, auf die sich die CAFE working group on Particulate Matter bezieht, ist eine gravimetrische. Es konnte gezeigt werden, dass gravimetrische und optische Messmethoden zwar sehr gut miteinander korrelieren, allerdings lagen die Werte, die mit optischen Messverfahren ermittelt wurden, deutlich niedriger (H. Fromme et al., 2007). Da auch unsere Messgeräte zur Erfassung der Feinstaubfraktionen auf optischen Verfahren arbeiten, könnte sich dies in den niedrigeren Werten widerspiegeln. Außerdem wird durch eine mathematische Extrapolation mit Korrekturfaktor aus der optisch erfassten Größenverteilung in eine Staubmassenkonzentration umgerechnet, was ebenfalls zu etwas niedrigeren Werten führen kann.

Die Konzentration von UFP zeigte eine etwas andere Verteilung: Sie war dort am größten, wo die Nähe zum motorisierten Verkehr und damit zu den Verbrennungsprodukten in den Abgasemissionen am größten war (Bus, Tram, Fahrrad und Verkehrsfläche Außen), in S- und U-Bahn war sie am niedrigsten. Dies ist auch in anderen Studien gezeigt worden, z.B. in Schweden (Klepczynska Nystrom et al., 2010).

Dass die Konzentration von UFP im U-Bahn-System niedriger ist als in der oberirdischen Außenluft, konnten auch andere Studien in New York, Helsinki und London zeigen (Aarnio et al., 2005; Chillrud et al., 2004; Seaton et al., 2005), die auch einen Bezug von den im U-Bahn-System gefundenen UFP zu der oberirdischen Außenluft herstellten, da sie sich aus den gleichen Partikeln zusammensetzen.

Eine niederländische Studie verglich die Konzentration von UFP auf dem Fahrrad mit der im Auto. Dabei zeigten sich für das Fahrrad kürzere Belastungsspitzen (durch schnellere Durchmischung der Luft) und größerer Einfluss lokaler Bedingungen wie z.B. vorbeifahrende Fahrzeuge, Warten an Ampeln unmittelbar neben einem UFP-Emittenten (sehr hohe Belastungsspitzen) oder die Entfernung des Fahrradweges zum restlichen motorisierten Verkehr (je größer die Entfernung, desto geringer die Belastung) (Boogaard et al., 2009). Während die Tram durch das eigene Gleisbett Abstand zu KFZ-Emissionen hatte, teilten sich Bus und (teilweise) Fahrrad die Fahrspuren mit PKW und LKW. Auf dem Fahrrad fand eine schnellere Durchmischung mit weniger belasteter Luft statt, während im Bus selbst bei geöffneten Fenstern die Partikel länger im Fahrzeug zirkulierten, wie dies auch von Boogaard (2009) gefunden wurde. Die Konzentration an den Verkehrsflächen Außen war der für den Messort Fahrrad ähnlich. Eine hohe Konzentrationssituation, z.B. durch einen neben der Haltestelle an der Ampel haltenden und dann anfahrenen LKW, wurde durch Vermischung schnell wieder zu einer durchschnittlichen Konzentration im städtischen Hintergrund.

Die Quellen für UFP an den Verkehrsfläche Innen fanden sich vor allem auf den Zwischengeschossen durch Raucher (trotz Rauchverbot) und Gewerbe, die durch Kopierer/Druckgeräte, Heizen, Kochen und Braten etc. UFP produzierten. In den S- und U-Bahnen war die Konzentration von UFP am niedrigsten, da diese beiden Verkehrsmittel die größte Entfernung zum restlichen motorisierten Verkehr und dessen UFP-Emissionen hatten. An den S- und U-Bahnhöfen gab es (im Gegensatz zu den Verkehrsfläche Innen) keine zusätzliche Quelle von UFP (keine Kioske oder Gastronomie). Auch eine chinesische Studie konnte zeigen, dass es keine zusätzliche Quelle für UFP auf den Bahnhöfen gab und dass ebenerdige Haltestellen vor allem durch die Emissionen des oberirdisch vorbeifließenden motorisierten Verkehrs beeinflusst wurden (Y.-H. Cheng, Liu, & Lin, 2009). Diese Autoren zeigten außerdem, dass UFP von außen über die Tunnel in die unterirdischen Bahnhöfe gelangten, so dass die im U-Bahn-System befindlichen UFP weitestgehend aus dem oberirdischen,

motorisierten Verkehr stammten. Dies könnte auch in dieser Untersuchung der Fall sein, wobei allerdings keine qualitativen Analysen zur Herkunft der Partikel vorgenommen wurden.

Die ULTRA-Studie (Ruuskanen et al., 2001), die die Belastung mit ultrafeinen Partikeln (0.01–0.1  $\mu\text{m}$ ) in drei europäischen Städten untersuchte, zeigte für Deutschland (Erfurt), den Niederlanden (Alkmaar) und Finnland (Helsinki) eine durchschnittliche städtische Hintergrundkonzentration von UFP von 16.000 bis 18.000  $\text{cm}^3$ . Der Median für UFP des gesamten vorliegenden Datensatzes lag mit 14.045  $\text{cm}^3$  etwas darunter, wobei diejenigen Messorte, die eine städtische Hintergrundkonzentration am ehesten widerspiegeln (Fahrrad bzw. Verkehrsfläche Außen) mit Werten von 16.756 bzw. 15.112  $\text{cm}^3$  gut vergleichbar mit den Werten der ULTRA-Studie waren.

#### **4.2.3.2 Jahreszeiten**

Für den November (Herbst) und die Jahreszeit Winter (Monate Dezember, Januar und Februar) lagen keine Messungen vor, da die verwendeten Messgeräte eine Mindesttemperatur der Umgebungsluft benötigen, um verlässlich zu arbeiten.

Die Hintergrundkonzentration von  $\text{PM}_{10}$  war während der kälteren Jahreszeiten erwartungsgemäß höher als im Sommer, wie auch von anderen Autoren gezeigt, z. B. (Giugliano et al., 2005; Kassomenos et al., 2012; Shen et al., 2014). (Die Werte, die bei Kassomenos et al. für eine vergleichbare Messstation in Zentral-/Westeuropa (London Bloomsbury, städtischer Hintergrund) gefunden wurden, sind vergleichbar mit den in dieser Arbeit gefundenen Konzentrationen.) Die Hauptursache dafür lag darin, dass während dieser kälteren Periode verstärkt geheizt und die Straßen gestreut wurden. Außerdem können die meteorologischen Gegebenheiten in den kälteren Monaten zu einer schlechteren Durchmischung der Luftschichten und damit verbundenen höheren Konzentrierung der Luftschadstoffe geführt haben (wie bei einer Inversionswetterlage). Im Sommer hingegen waren während der sechswöchigen Schulferien (August bis Mitte September) und den fast dreimonatigen Semesterferien (Mitte Juli bis Mitte Oktober) weniger Menschen in München unterwegs, was in einem insgesamt niedrigeren Verkehrsaufkommen resultierte. Dass ein niedrigeres Verkehrsaufkommen einen Einfluss auf die Konzentration von Feinstaub in der Umgebungsluft hat, haben beispielsweise Studien in München oder Mailand durch Vergleiche der Feinstaubkonzentrationen an Wochentagen und Wochenenden gezeigt (Fensterer et al., 2014; Lonati, Giugliano, & Cernuschi, 2006). Nur die Messorte Fahrrad und U-Bahn wiesen



keine saisonale Schwankung der städtischen Hintergrundkonzentration mit  $PM_{10}$  auf, was am ehesten auf eine zufällige Häufung von Messungen zu Zeitpunkten mit niedrigerer Hintergrundkonzentration im Herbst zurückzuführen war. Für die Messungen auf dem Fahrrad muss außerdem bedacht werden, dass es insgesamt nur eine sehr kurze Messperiode mit wenigen Wochen im August bis Oktober 2009 gab und dass für die Jahreszeit Herbst mehr als vier Mal so viele Messwerte vorlagen wie für die Jahreszeit Sommer, so dass eventuelle Unterschiede nicht deutlich genug abgebildet wurden.

Die Konzentration von  $PM_{10}$  und  $PM_{2.5}$  an den einzelnen Messorten zeigte für fast alle Messorte eine saisonale Schwankung. Die kleinere Differenz der Konzentration vom Sommer zu Herbst als vom Frühjahr zum Sommer war vermutlich dadurch bedingt, dass die Herbstmessungen vergleichbar mit denen im Sommer waren. Unsere Messungen konnten gerätebedingt nur an ausreichend warmen und trockenen Tagen stattfinden, außerdem wurden die meisten Messungen personalbedingt nur während der Semesterferien bis Mitte Oktober durchgeführt. Auf dem Fahrrad (alle Messfahrten nur im Sommer und Herbst 2009) konnten keine saisonalen Schwankungen verzeichnet werden. Dies war wahrscheinlich ebenfalls darauf zurückzuführen, dass die Messfahrten nur an ausreichend warmen und trockenen Tagen bis Mitte Oktober durchgeführt werden konnten und der Herbst 2009 außerordentlich mild war. Dass U-Bahn und Verkehrsfläche Innen keine bzw. nur eine geringe saisonale Schwankung in der Konzentration von  $PM_{10}$  und  $PM_{2.5}$  zeigten, entsprach der Erwartung. An diesen Messorten sollte der Einfluss der Großwetterlage sehr gering sein, da bis auf wenige Ausnahmen Haltestellen und Gleisverläufe unterirdisch liegen. Beide Messorte verzeichneten über die Jahreszeiten auch die höchste Konzentration von  $PM_{10}$  und  $PM_{2.5}$  im Vergleich mit den anderen, da die Partikel, die einmal am Messort vorhanden waren, länger „gefangen“ blieben und immer wieder aufgewirbelt wurden, bevor sie durch Deposition, Reinigung der Verkehrsflächen oder über die Lüftungsanlagen entfernt wurden.

Auch für die Konzentration von UFP zeigte sich eine saisonale Schwankung mit der niedrigsten Konzentration im Sommer für alle Messorte (außer Fahrrad und die Verkehrsfläche Innen), wobei der weniger starke Anstieg vom Sommer zum Herbst (verglichen mit dem Konzentrationsabfall von Frühjahr zu Sommer) durch ein noch schulferienbedingtes (bis ca. Mitte September) niedrigeres Verkehrsaufkommen bedingt sein könnte wie es in oben erwähnten Studien auch am Wochenende zu beobachten war.

Außerdem waren diese Monate (September, Oktober, keine Messungen im November) noch warm genug, so dass noch nicht geheizt wurde und diese Emittentenquelle keinen großen Einfluss auf unsere Messungen hatte. Eventuell nahmen wetterbedingt auch insgesamt noch weniger Menschen das Auto, um sich in der Stadt fortzubewegen. Auf dem Messort Fahrrad könnte sich entweder die schnelle Vermischung der durch die lokale Verkehrssituation belastete Umgebungsluft mit weniger belasteter Luft oder aufgrund unseres eingeschränkten Messzeitraumes (verglichen mit den anderen Messorten) ein saisonaler Unterschied nicht abgebildet haben.

#### **4.2.3.3 Jahre 2005 bis 2009**

2007 fanden personalbedingt keine Messungen statt. Daten für die Konzentration von UFP liegen erst seit dem Jahr 2006 vor, da vorher kein mobiles Messgerät zur Erfassung von UFP im Institut vorhanden war.

Einen insgesamt abnehmenden, bzw. in den letzten Jahren auf gleichem Niveau stabil bleibenden Trend in der Konzentration von Feinstaub wie ihn das Umweltbundesamt zeigte (UBA, 2013), ließ sich in den vorliegenden Daten der Hintergrundkonzentration von  $PM_{10}$ , gemessen an der fest installierten Messstation Lothstraße, nicht erkennen. Allerdings spiegelte diese Messstation die Konzentration von  $PM_{10}$  im städtischen Hintergrund in München wider und ließ sich nicht direkt mit den Daten vom Umweltbundesamt für Gesamtdeutschland vergleichen. Dabei ist auch zu bedenken, dass die durchschnittliche Messdauer an den einzelnen Messorten lediglich 6 bis 33 Minuten (Verkehrsfläche Innen und Bus) umfasste und diese Zeitfenster sehr kurze Momente eines Tages und keinen langen zeitlichen Verlauf widerspiegeln. Die unmittelbare Vergleichbarkeit mit den kontinuierlichen Daten vom UBA ist also nicht gegeben. Auffällig waren die sehr hohen Werte für den Medianwert und die 75. Perzentile der Konzentrationen von  $PM_{10}$  im städtischen Hintergrund für das Jahr 2005 während der Messfahrten in der Tram und 2006 während der Messfahrten im Bus. Hätte im betroffenen Messzeitraum z. B. eine Inversionswetterlage vorgelegen, so hätte sich diese auch an den anderen Messorten in einer höheren Konzentration von  $PM_{10}$  im städtischen Hintergrund zeigen müssen. Anzunehmen war am ehesten eine zufällige Häufung von Fahrten in Tram und Bus an Tagen mit hoher Hintergrundkonzentration. Die vergleichsweise hohen Konzentrationen von  $PM_{10}$ , die sich an den beiden Messorten Tram und Bus fanden, waren wahrscheinlich durch eben diese hohen Konzentrationen von  $PM_{10}$  im städtischen Hintergrund während der Zeiten, an denen die Messfahrten stattfanden, bedingt. Ein insgesamt abnehmender Trend ließ sich auch

für die Konzentration von  $PM_{10}$  und  $PM_{2.5}$  an den einzelnen Messorten nicht erkennen. Vermutlich ist die Grenze der momentan realisierbaren Feinstaubreduktion durch die unterschiedlichen technischen und politischen Maßnahmen und Vorgaben erreicht, so dass das Feinstaubniveau mehr oder weniger stabil bleibt.

Für die Konzentration von UFP zeigte sich vom Jahr 2006 nach 2008 eine deutliche Abnahme. Ein Grund dafür könnte die im Februar 2008 in München eingeführte Umweltzone für LKW über 3,5 t und ab Oktober 2008 für alle Fahrzeuge mit Euro1-Klassifizierung sein, wie eine Studie von 2013 nahelegt, die eine um 60%ige Reduktion der verkehrsbedingten Partikel nach Einführung der Umweltzone in München fand (Qadir, Abbaszade, Schnelle-Kreis, Chow, & Zimmermann, 2013). Auch in Berlin zeigte sich nach Einführung der Umweltzone ein Rückgang um 52% von Dieselrußpartikeln (Rauterberg-Wulff & Lutz, 2011).

Die Erwartung, dass die Konzentrationen von  $PM_{10}$ ,  $PM_{2.5}$  und UFP an den Messorten Verkehrsfläche Innen und U-Bahn keine Schwankung zwischen den Jahren aufweisen, unter der Annahme einer eher gleichbleibenden, wenig durch äußere Umstände beeinflussten Feinstaubkonzentration, bestätigte sich jedoch nur für die  $PM_{10}$  und  $PM_{2.5}$ -Fraktionen in der U-Bahn. Die Konzentrationsverteilung von UFP in der U-Bahn, sowie aller drei Feinstaubfraktionen an den Verkehrsfläche Innen wiesen keinen Trend auf, da es vermutlich zu viele andere lokale Einflussfaktoren gab, die zu den unterschiedlichen Konzentrationen in den einzelnen Jahren führten.

#### **4.2.3.4 Tagesverlauf**

Eine tageszeitliche, zweigipflige Schwankung der Feinstaubkonzentration wurde schon von vielen anderen Studien beschrieben und war abhängig von einem berufsbedingt höheren Verkehrsaufkommen am Vor- und Nachmittag, vergleiche z.B. (Berghmans et al., 2009; Kingham et al., 2013; Knibbs & de Dear, 2010; Quiros et al., 2013). Auch die vorliegenden Daten zeigten für die Konzentration von  $PM_{10}$  im städtischen Hintergrund eine berufsverkehrsbedingt höhere Belastung am Vormittag und am Nachmittag an fast allen Messorten (außer U-Bahn und Tram) wie sie auch in einer aktuellen Studie aus München gefunden wurde (Fensterer et al., 2014). Diese tageszeitliche Schwankung spiegelte sich in der Konzentration mit  $PM_{10}$ ,  $PM_{2.5}$  und UFP an den einzelnen Messorten allerdings nicht wider. Offenbar wurde die Konzentration im städtischen Hintergrund durch lokale Gegebenheiten überdeckt, die unmittelbar am Ort der Messung die jeweilige Belastung ausmachten wie Autoabgase, Abrieb und Resuspension, sowie

durch die Einfassung des Messortes durch Fahrzeug- oder Gebäudewände. Etwa die Hälfte (Fahrrad) bis über zwei Drittel (Bus) der Fahrten fanden zur Mittagszeit statt. Dies war die Zeit, in der nach Schulschluss viele Schüler auf ihrem Heimweg öffentliche Verkehrsmittel nutzten, was dazu geführt haben könnte, dass die sonst etwas später am Nachmittag auftretende Rush-Hour-Charakteristik in den Auswertungen für diese Arbeit nicht so ausgeprägt war. Entgegen der Erwartung zeigte sich auch während der Messungen mit dem Fahrrad und an den Verkehrsfläche Außen keine tageszeitliche Schwankung, obwohl sich hier ein berufsbedingt höheres Verkehrsaufkommen am deutlichsten in einer größeren Partikelbelastung darstellen müsste. Wie oben schon beschrieben, hing das mit der teilweisen Distanz und Trennung von Autospuren vom Messort zusammen wie dies auch von anderen Autoren gezeigt wurde (Kingham et al., 2013; Zuurbier et al., 2010). Dass sich für die Verkehrsfläche Außen am Nachmittag kein erneutes Ansteigen der Feinstaubkonzentration zeigte, könnte damit zusammenhängen, dass der größere Teil der für diese Arbeit vorgenommenen Messungen am frühen Nachmittag (14:00-15:59 Uhr) stattfand, an dem der Berufsverkehr noch nicht vollständig eingesetzt hatte. Außerdem verteilte sich die nachmittägliche Rush-Hour i.d.R. auch auf einen größeren zeitlichen Abschnitt als die morgendliche.

Insgesamt lässt sich ausgehend von den vorliegenden Daten sagen, dass die lokal gemessene Feinstaubkonzentration durch unmittelbar vor und neben dem Messort befindliche Fahrzeuge stärker beeinflusst wurde als durch ein insgesamt erhöhtes Verkehrsaufkommen.

#### **4.2.4 Einzelne Messorte**

##### **4.2.4.1 Tram**

Die einzelnen Teilstrecken im Zentrum und in zwei Richtungen in die Peripherie Münchens sind in ihrer Konzentration von  $PM_{10}$  im städtischen Hintergrund zu den jeweiligen Fahrtzeiten, sowie  $PM_{10}$ ,  $PM_{2,5}$  und UFP im Verkehrsmittel vergleichbar. Insgesamt scheint es also keine großen Unterschiede auf den drei Teilstrecken in den Bedingungen zu geben, die durch den parallel zu den Schienen fahrenden motorisierten Verkehr entstehen. Da es auch an einzelnen Wartebereichen der Tramhaltestellen (auf diesen Linien) keine Kioske gibt, die eine Quelle für Feinstaub darstellen könnten, sind auch diese Bedingungen für die Teilstrecken vergleichbar.

Es unterschieden sich lediglich die Medianwerte etwas. Der etwas höhere Medianwert für  $PM_{10}$  im städtischen Hintergrund während der Messfahrten auf der Teilstrecke

Effnerplatz war am ehesten bedingt durch eine zufällige Häufung von Fahrten zu Zeiten mit höherer Hintergrundkonzentration als während der Fahrten auf den anderen Teilstrecken. Diese höhere Hintergrundkonzentration spiegelte sich dann auch in dem ebenfalls etwas höheren Medianwert für  $PM_{10}$  im Verkehrsmittel selber wider. Die etwas höheren Medianwerte für die Konzentrationen von  $PM_{2.5}$  und UFP auf der Teilstrecke Zentrum waren wahrscheinlich tatsächlich durch etwas höhere Konzentrationen auf den Teilstrecken zu erklären: Die Teilstrecke Zentrum verlief in unmittelbarer Nähe zu den Verkehrsspuren des restlichen motorisierten Verkehrs. Außerdem waren die Abschnitte zwischen den einzelnen Haltestellen kürzer, so dass es schneller und häufiger zu einem Halt mit Öffnen und Schließen der Türen, sowie zu einem höheren Passagierverkehr mit vermehrtem Ein- und Ausstieg kam und damit verbundener Resuspension von Partikeln. Den Einfluss der verkehrsbedingten lokalen Emissionen auf ebenerdig verlaufende Bahnen haben auch andere Studien bereits gezeigt, vergleiche z.B. (Y.-H. Cheng et al., 2009; Kam et al., 2011).

#### **4.2.4.2 S- und U-Bahn**

Die für S-Bahn wie U-Bahn höhere Konzentrationen von  $PM_{10}$  und  $PM_{2.5}$  auf den unterirdisch verlaufenden Teilstrecken als auf den oberirdischen, ist auch in anderen Studien schon gezeigt worden, vergleiche z.B. (Y. Cheng, Liu, & Yan, 2012; Kam et al., 2011). Außerdem war die Partikelkonzentration in der U-Bahn höher als die in der S-Bahn. Die Konzentrationen auf der Teilstrecke S-Bahn „Stadt“ waren höher als auf der Teilstrecke S-Bahn „Land“. Auf den unterirdisch verlaufenden Teilstrecken war die Zufuhr und Vermischung mit frischer, weniger belasteter Luft geringer. In den Waggons befindliche Partikel konnten schlechter durch Lüftung oder Deposition entfernt werden, im Bereich der Haltestellen konnten beim Öffnen der Türen zusätzliche Partikel in die Waggons gelangen. Der größte Teil der Gleise für die U-Bahn verlief unterirdisch, zusätzlich wurden die unterirdischen Abschnitte der S-Bahn von oberirdisch verlaufenden unterbrochen. In der S-Bahn war der Luftaustausch insgesamt also viel höher. Doch auch hier war auf den unterirdischen Abschnitten der Luftaustausch eingeschränkt. Die wenigen, in der U-Bahn oberirdisch verlaufenden Abschnitte zeigten eine deutlich niedrigere Konzentration von  $PM_{10}$ , die auf die höhere Frischluftzufuhr und damit verbundene Vermischung von stärkerer mit niedrigerer konzentrierter Luft zurückzuführen war. Auch in der S-Bahn zeigten die offen liegenden Streckenabschnitte eine deutlich geringere Konzentration als die unterirdischen S-Bahnabschnitte. Auch wenn die städtischen S-Bahnstrecken auf einem

Gleisbett verliefen, das relativ weit von den Fahrspuren für PKW und LKW entfernt lag, waren diese Abschnitte stärker belastet als die ländlichen Abschnitte, die durch Felder führten und zu einem großen Teil des Streckenverlaufs keine unmittelbare Nähe zu Straßen aufwies.

Die Konzentration von UFP war auf den einzelnen Teilstrecken vergleichbar, es zeigte sich jedoch ein höherer Medianwert auf der oberirdisch verlaufende Teilstrecke S-Bahn „Stadt“. Diese war durch die (relative) Nähe zum restlichen motorisierten Straßenverkehr am stärksten mit UFP belastet, wie dies auch in einer chinesischen Studie gezeigt wurde (Y.-H. Cheng et al., 2009). Auf der oberirdisch verlaufenden Teilstrecke S-Bahn Land zeigte sich der niedrigste Medianwert für die Konzentration von UFP, da dort die größte Entfernung zum restlichen motorisierten Straßenverkehr bestand. In den Bahnen selber und auch an den Haltestellen fanden sich, abgesehen von einzelnen Rauchern, keine Quellen für UFP (z. B. Brat- und Kochvorgänge an Kiosken und Essensständen). Auf den unterirdischen Teilstrecken, die keine direkten UFP-Belastung durch KFZ-Emissionen ausgesetzt war, filterte das Belüftungssystem der Bahnen zusätzlich einen Teil der UFP aus der Luft, was sich in dem etwas niedrigeren Medianwert für die Konzentration auf der unterirdischen S-Bahn-Teilstrecke als auf der Teilstrecke S-Bahn „Stadt“ widerspiegelte. Die Konzentrationen von UFP für beide Teilstrecken der U-Bahn war mit der auf der unterirdischen Teilstrecke der S-Bahn vergleichbar. Entgegen der Erwartung war die Konzentration auf der oberirdischen Teilstrecke der U-Bahn nicht größer als in der unterirdischen, was vermutlich daran lag, dass auf unseren Messungen in der U-Bahn nur ein kleiner Teil des Streckenverlaufes oberirdisch lag. Ein Einfluss des lokalen Verkehrs wurde also nicht so deutlich sichtbar wie bei der S-Bahn.

Um die Vergleichbarkeit der Konzentration von  $PM_{10}$  im städtischen Hintergrund zu gewährleisten, wurde die Messstation Lothstraße auch für die S-Bahnfahrten außerhalb München Stadtgebiet als Referenz herangezogen. Dies führte wahrscheinlich dazu, dass die Hintergrundkonzentration für diese Teilstrecke als etwas zu hoch abgebildet wurde.

#### **4.2.4.3 Verkehrsflächen Außen und Innen**

Die Konzentration von  $PM_{10}$  im städtischen Hintergrund war zu den jeweiligen Fahrtzeiten unserer Untersuchungen dieser Messorte vergleichbar. Hingegen war die Konzentration von  $PM_{10}$  und  $PM_{2.5}$  an den Verkehrsfläche Innen fast viermal größer als an den Verkehrsfläche Außen. In den geschlossenen Verkehrsflächen Innen wurden die

Partikel nicht so gut durch die Lüftung oder Deposition entfernt oder mit weniger belasteter Luft vermischt. Außerdem wurde durch ein- und ausfahrenden Züge, sowie die Bewegung der Passagiere vorhandener Staub immer wieder aufgewirbelt, wie es auch in einer chinesischen Untersuchung gezeigt wurde (Y.-H. Cheng & Yan, 2011). Zudem entstanden durch Abriebprozesse der Bahnen und Schienen immer wieder neue Partikel (Y.-H. Cheng & Yan, 2011; Furuya et al., 2001). An den Verkehrsfläche Außen konnte sich die belastete Luft schneller und effektiver mit der geringer konzentrierten mischen, wobei die Umgebungsluft an den Verkehrsfläche Außen „Stadt“ höhere Konzentrationen an Partikeln aufwies als die an den Verkehrsfläche Außen „Land“. Hier war die Nähe zu Feinstaubquellen am geringsten und der aufgewirbelte Staub hatte ein großes Areal, auf das er sich verteilen konnte. Die Vermischung mit weniger belasteter Luft war groß, da die Haltestellen in den ländlichen Gebieten keine unmittelbare Nähe zu stark befahrenen Straßen aufwiesen.

Der Einfluss des lokalen Straßenverkehrs an den Verkehrsfläche Außen „Stadt“ spiegelte sich in der höchsten Konzentration von UFP an dieser Verkehrsfläche wider, wie auch von anderen Studien beschrieben, z.B. (Y.-H. Cheng et al., 2009). An den Haltestellen vorbeifahrende und an Ampeln nahe der Haltestellen anfahrende Fahrzeuge spielten hier sicher die größte Rolle, wie es auch in einer niederländischen und neuseeländischen Untersuchung gezeigt wurde (Boogaard et al., 2009; Kingham et al., 2013). Selten gab es einzelne Raucher an den Haltestellen. Für die Verkehrsfläche Außen „Land“ zeigte sich die niedrigste Konzentration von UFP. Hier gab es keine örtlichen UFP-Quellen: Die Haltestellen lagen an Parkplätzen und wenig befahrenen Straßen, Gewerbegebiete waren nicht in unmittelbarer Nähe, Kioske waren am Bahnsteig nicht vorhanden. Wenn Raucher am Bahnsteig standen, vermischte sich die Umgebungsluft mit dem Rauch sehr schnell, so dass eventuelle Belastungsspitzen nicht lang anhielten. Die Konzentration von UFP an den Verkehrsfläche Innen war vergleichbar mit der an den Verkehrsfläche Außen „Land“, wies aber einen etwas höheren Medianwert auf. An den Verkehrsfläche Innen waren zwar keine durch motorisierten Verkehr bedingten Quellen für UFP, hier fanden sich jedoch auf den Sperrengeschossen mit den Bäckereien, Imbissständen, Kiosken und anderen Geschäften Quellen für UFP. Außerdem waren auch hier immer wieder Raucher auf den Sperrengeschossen und Bahnsteigen. Dadurch, dass die Verkehrsfläche Innen unterirdisch lagen, konnten die Partikelkonzentration nicht so schnell durch Vermischung der Luft mit weniger belasteter verringert werden.

Um die Vergleichbarkeit der Konzentration von  $PM_{10}$  im städtischen Hintergrund zu gewährleisten, wurde die Messstation Lothstraße auch für den Messort Verkehrsfläche Außen „Land“ als Referenz herangezogen. Dies führte wahrscheinlich dazu, dass die Hintergrundkonzentration für diese Teilstrecke als etwas zu hoch abgebildet wurde.

#### **4.2.4.4 U-Bahn und Fahrrad**

Nur für den Zeitraum 01. bis 30. September 2009 und nur für die Verkehrsmittel Fahrrad und U-Bahn ist ein unmittelbarer Vergleich von Messfahrten mit verschiedenen Verkehrsmitteln zum selben Ziel möglich.

Die Konzentration von  $PM_{10}$  und  $PM_{2.5}$  lag auf den Messfahrten mit dem Fahrrad deutlich unter der für die Messfahrten mit der U-Bahn, während die Konzentration von UFP auf den Messfahrten mit dem Fahrrad deutlich über der mit der U-Bahn lag.

Allgemeine Erklärungen der Unterschiede in der Konzentration der Feinstaubfraktionen finden sich unter 4.2.3.1 Messorte Allgemein.

Unter der Annahme einer Atemfrequenz in Ruhe von 12-16/Minute und bei maximaler Belastung bei 40-50/Minute, sowie einem Atemzugvolumen in Ruhe von ca. 500 ml und unter Belastung 2000-3000 ml, erhöht sich die Belastung eines Fahrradfahrers durch die einzelnen Feinstaubfraktionen allerdings beträchtlich, wie dies auch in einer kalifornischen Studie für Fahrradfahrer und Fußgänger im Vergleich zu Autofahrern bei offenen und geschlossenen Fenstern gezeigt wurde (Quiros et al., 2013). Eine niederländische Studie hat bei Fahrradfahrern im Vergleich zu Nutzern von Autos und öffentlicher Busse ein durchschnittlich ca 2fach erhöhtes Atemminutenvolumen gefunden (Zuurbier, Hoek, van den Hazel, & Brunekreef, 2009). Insgesamt aber scheint der positive Effekt der sportlichen Betätigung beim Fahrradfahren die gesundheitsschädigende Effekte durch die höhere Feinstaubbelastung zu überwiegen (Hartog, Boogaard, Nijland, & Hoek, 2011). Bei geeigneter Auswahl der Fahrradroute ist es auch möglich, die individuelle Feinstaubbelastung zu reduzieren, z.B. durch Vergrößern der Distanz zum restlichen motorisierten Verkehr (Boogaard et al., 2009) oder Nutzen von Fahrradwegen, die durch parkende Autos von den restlichen Fahrspuren getrennt sind (Quiros et al., 2013).



### 4.3 Schlussfolgerungen und Ausblick

Aus unserer Untersuchung lassen sich folgende Schlussfolgerungen ziehen:

Die Konzentration von Feinstaub der Partikelgröße  $PM_{10}$  korreliert sehr gut mit der Konzentration von Feinstaub der Partikelgröße  $PM_{2.5}$ . Solange das Messnetz für die feineren Feinstaubfraktionen noch nicht umfassend ausgebaut ist, stellt  $PM_{10}$  damit einen hinreichend guten Prädiktor auch für Konzentrationen der feineren Partikelgröße dar. Allerdings ist trotz guter Korrelation der Anteil von  $PM_{2.5}$  an  $PM_{10}$  je nach Messort und lokalen Gegebenheiten sehr unterschiedlich, so dass nur beide Parameter in Zusammenschau eine genauere Auskunft über die Zusammensetzung des Feinstaubes erlauben.

Die Konzentrationen von Feinstaub der Partikelgrößen  $PM_{10}$  oder  $PM_{2.5}$  korrelieren nicht mit der Konzentration von UFP und lassen daher keine Rückschlüsse auf die Konzentration von UFP zu. Daher ist es in Zukunft notwendig, die Konzentration dieser ultrafeinen Staubfraktion regelmäßig zu erfassen.

Die Konzentration von  $PM_{10}$  im städtischen Hintergrund lässt nur bedingt Rückschlüsse auf die Konzentration von Feinstaub an den einzelnen Messorten zu, da hierbei Außenluftmessungen (Lothstraße) mit Messungen innerhalb der Verkehrsmittel in Beziehung gebracht werden. Der Einfluss lokaler (u.a. räumlicher und verkehrsbedingter) Gegebenheiten auf die jeweilige Feinstaubkonzentration vor Ort ist sehr stark. Dies sollte dazu führen, dass neben den fest installierten Messstationen, die durch Bund und Länder betrieben werden, auch immer wieder kleinere Areale durch zusätzliche stationäre und/oder mobile Messungen ergänzt werden, um eine aussagekräftige Modellierung der jeweiligen Feinstaubsituation zu bekommen.

Der Anteil des Feinstaubes zwischen 2,5 und 10  $\mu m$  ist an den Verkehrsflächen Außen, sowie den Messorten, die zumindest teilweise unterirdisch liegen (Verkehrsfläche Innen, S- und U-Bahn) höher als an den anderen Messorten. Die Verkehrsfläche Außen sind unmittelbar dem vorbeifließenden Verkehr und damit Abrieb und Resuspension ausgesetzt. Die unterirdischen Messorte unterliegen weniger stark den Schwankungen, die oberirdisch durch sich verändernde Verkehrssituationen oder Wetterbedingungen verursacht werden. Dafür werden einmal vorhandene Partikel schlechter durch Vermischung mit weniger belasteter Luft entfernt, sondern eher immer wieder aufgewirbelt.

Je größer die Nähe zum motorisierten Straßenverkehr ist, desto höher ist die Konzentration von UFP, die sich i.d.R. nicht in einer gleichförmig steigenden Konzentration der PM-Fraktionen widerspiegelt. Dies zeigt, dass UFP eine andere Quelle haben als die PM-Fraktionen, so dass auch für UFP zusätzliche temporäre Messungen das schon bestehende Messnetz ergänzen sollten, um eine detailliertere Aussage über die jeweilige Feinstaubsituation treffen zu können. Verkehrsteilnehmer, denen es möglich ist, eine weniger stark befahrene Route zu wählen, könnten so ihre individuelle Feinstaubbelastung reduzieren.

Beim einzigen möglichen unmittelbaren Vergleich zweier Verkehrsmittel (Fahrrad und U-Bahn) zum Erreichen derselben Ziele im selben Zeitraum (Klinikum Großhadern und Universität im September 2009) zeigt sich für das Fahrrad neben einer durchschnittlich 3 mal längeren Fahrtdauer eine ca. 2,5fache höhere Belastung mit UFP, während die Belastung für die PM-Fraktionen ca. 2,5 bis 4fach niedriger lag als während der Messungen mit der U-Bahn. Unter Annahme einer bei Belastung erhöhten Atemfrequenz und erhöhten Atemzugvolumens, ergibt sich für Fahrten auf dem Fahrrad insgesamt eine höhere Belastung mit Feinstaub aller Fraktionen. Diese lässt sich allerdings deutlich reduzieren, indem eine entweder von PKW und LKW weniger stark befahrene Route gewählt oder darauf geachtet wird, belastende Situationen in unmittelbarer Nähe zu Feinstaubemittlern zu reduzieren, wie z.B. Abstandhalten von haltenden und dann anfahrenen Fahrzeugen an der Ampel.

Die in der vorliegenden Untersuchung für den Großraum München gefundenen Ergebnisse der Konzentrationsverteilung der Feinstaubfraktionen  $PM_{10}$ ,  $PM_{2.5}$  und UFP bestätigen die in anderen Studien gezeigten Muster der Feinstaubkonzentration von öffentlichen Verkehrsmitteln und auf dem Fahrrad. Allerdings ist es nicht möglich, aufgrund der Daten einen allgemeinen Vergleich der Feinstaubkonzentrationen in öffentlichen Verkehrsmitteln zu ziehen, da die Linienführung der Messstrecken nicht parallel verlief und dasselbe Fahrtziel hatten, sondern die Streckenführung sich ergänzte und die Fahrtziele im ganzen Großraum Münchner lagen. Einzig die Messfahrten mit der U-Bahn und dem Fahrrad zum Klinikum Großhadern lassen einen solchen direkten Vergleich zu. Idealerweise sollten in einer nächsten Untersuchung die Messfahrten von mehreren Untersuchern zeitgleich vorgenommen werden, um den Einfluss der Großwetterlage so vergleichbar wie möglich zu halten, was allerdings den Aufwand mit Bereitstellung der technischen Geräte deutlich erhöhen würde.

## 5 Zusammenfassung

Das Thema „Belastung durch Feinstaub im Alltag und Auswirkungen auf die Gesundheit“ gewinnt seit Jahren an gesellschaftlicher und politischer Bedeutung. Die zunehmende Anzahl an Studien und Veröffentlichungen in Fachzeitschriften, aber auch in den Medien sowohl zu der Zusammensetzung und Quellen von Feinstaub wie auch der einzelnen Wirkmechanismen nach Aufnahme in den Körper, zeigt das Interesse nicht nur von Fachleuten, sondern auch der breiten Öffentlichkeit. Da der Sektor Verkehr vor allem in der Stadt eine der größten Quellen für Feinstaub darstellt (sowohl durch Resuspension und Abrieb als auch durch Verbrennung), war das Ziel dieser Untersuchung, die individuelle Feinstaubbelastung beim Nutzen öffentlicher Verkehrsmittel im Großraum München exemplarisch anhand eines „mobilen Studenten“ zu quantifizieren.

Dafür wurden in den Jahren 2005 bis 2009 222 Messfahrten mit verschiedenen öffentlichen Verkehrsmitteln und dem Fahrrad (Fahrtdauer MW 24 Minuten, STD 14 Minuten) unternommen, sowie 338 Messungen an Verkehrsflächen (Messdauer MW 8 Minuten, STD 8 Minuten) gemacht. Dabei wurde die Konzentration von Partikeln  $< 10 \mu\text{m}$  ( $\text{PM}_{10}$ ),  $< 2,5 \mu\text{m}$  ( $\text{PM}_{2.5}$ ) und  $< 0,1 \mu\text{m}$  (UFP), sowie  $\text{CO}_2$  in einem 1-Minuten-Takt registriert. Neben einem allgemeinen Vergleich der Feinstaubkonzentration in den Verkehrsmitteln wurde die Feinstaubkonzentration auch auf Unterschiede im Verlauf über die untersuchten Jahre, sowie auf saisonale und tageszeitliche Einflüsse untersucht. Außerdem wurden einzelne Verkehrsmittel und Messorte untereinander verglichen. Die Hauptergebnisse werden nachfolgend dargestellt:

Tab. 8: Übersicht über die Medianwerte der städtischen Hintergrundkonzentration von  $\text{PM}_{10}$  ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) während der jeweilig gleichzeitig stattfindenden Messfahrten (Loth  $\text{PM}_{10}$ ), sowie der Feinstaubfraktionen  $\text{PM}_{10}$  ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ),  $\text{PM}_{2.5}$  ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) und UFP (Partikel/ $\text{cm}^3$ ) an den einzelnen Messorten

	Loth $\text{PM}_{10}$	$\text{PM}_{10}$	$\text{PM}_{2.5}$	UFP
Bus	28	52	17	22596
Tram	22	40	13	15042
Fahrrad	22	25	8	16756
S-Bahn	21	27	12	8687
U-Bahn	22	83	39	9620
Verkehrsflächen Außen	22	26	12	15133
Verkehrsfläche Innen	21	101	45	12514

Da die Konzentration von  $\text{PM}_{10}$  im städtischen Hintergrund während aller Messungen nahezu vergleichbar war, erklärte sich der Unterschied in den Konzentrationen an den einzelnen Messorten durch lokale Gegebenheiten während der Messungen innerhalb eines Verkehrsmittels und der Situation innerhalb, bzw. außerhalb von Gebäudeflächen oder der Lage zu anderen mobilen Feinstaubquellen (Nähe zum restlichen Verkehr durch Fahrspur oder eigenes Gleisbett, außerdem ober- und unterirdische Lage). Für

PM<sub>10</sub> und PM<sub>2,5</sub> zeigten sich die höchsten Konzentrationen vor allem an den unterirdisch liegenden Messorten (U-Bahn und Verkehrsfläche Innen), für UFP an den Messorten mit der größten Nähe zum motorisierten Verkehr (Bus, Fahrrad, Verkehrsfläche Außen und Tram).

Im Verlauf der Jahre 2005 bis 2009 ließ sich keinerlei Trend erkennen, weder für die Konzentration von PM<sub>10</sub> im städtischen Hintergrund, noch für die einzelnen Staubfraktionen an den Messorten.

Im saisonalen Vergleich von Frühling, Sommer und Herbst (keine Messungen im Winter vorhanden) zeigte sich für die oberirdischen Messorte eine höhere Konzentration im Frühjahr und Herbst und die geringste Konzentration im Sommer. Nur die beiden (überwiegend) unterirdisch liegenden Messorte U-Bahn und Verkehrsflächen Innen wiesen keinen jahreszeitenabhängigen Einfluss auf die Staubkonzentrationen auf.

Eine tageszeitabhängige Schwankung von PM<sub>10</sub> im städtischen Hintergrund zeigte höhere Konzentrationen vor- und nachmittags als zur Mittagszeit. Für die Konzentration von PM<sub>10</sub> und PM<sub>2,5</sub>, sowie UFP an den einzelnen Messorten fand sich jedoch kein tageszeitabhängiger Einfluss.

Der Vergleich der Teilstrecken der Tram (Zentrum, Peripherie) konnten keine aussagekräftigen Unterschiede für die Konzentration aller gemessenen Staubfraktionen zeigen.

Beim Vergleich der Teilstrecken von S- und U-Bahn (unterirdisch, oberirdisch) zeigte sich für PM<sub>10</sub> und PM<sub>2,5</sub> eine höhere Konzentration auf den unterirdisch verlaufenden Teilstrecken (Medianwerte S-Bahn unterirdisch ca. 2 mal so hoch wie oberirdisch; U-Bahn unterirdisch ca. 2,5 mal so hoch wie oberirdisch). Die Konzentration von UFP wies keine aussagekräftigen Unterschiede auf, bei höchstem Medianwert auf der Teilstrecke S-Bahn „Stadt oberirdisch“.

Bei den Verkehrsflächen zeigte sich an den Verkehrsflächen Innen eine deutlich höhere Konzentration von PM<sub>10</sub> und PM<sub>2,5</sub> als an den vergleichbaren Verkehrsflächen „Außen Stadt“ und „Außen Land“ (Medianwerte Verkehrsflächen Innen ca. 3 bis 4 mal so hoch), während die Konzentration von UFP an den Verkehrsfläche „Außen Stadt“ am höchsten war und die Verkehrsfläche „Außen Land“ und Verkehrsfläche Innen vergleichbare Werte aufwiesen (Medianwert ca. 1,5 mal so hoch).

Um einen unmittelbaren Vergleich der Feinstaubkonzentration in den Verkehrsmitteln zu bekommen, sollten in einer nächsten Untersuchung parallel verlaufende Streckenabschnitte verschiedener Verkehrsmittel und/oder Fahrten mit demselben Ziel verglichen werden.

## 6 Abbildungsverzeichnis

Abb. 1: Mittlere Größenverteilung a) und zugehörige Massenverteilung b) einer für städtische Bereiche typischen Staubbelastung (Beckers & Koller, 2005).

Abb. 2: Eindringtiefe der Partikel in die Lunge abhängig von ihrer Größe (HLUG 2014)

Abb. 3: Überblick über die gesundheitlichen Auswirkungen von Feinstaub (EEA, 2013)

Abb. 4: Geräteanordnung in der Transportbox und Befestigung der Box auf dem Fahrrad

Abb. 5: Belastung mit Feinstaub  $PM_{10}$ ,  $PM_{2.5}$  und UFP an den einzelnen Messorten während der Messfahrt am 08.10.2009. Die Konzentration von  $PM_{10}$  im städtischen Hintergrund betrug zur Zeit der Messfahrt von 9:00 bis 9:59 Uhr  $36 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , von 10:00 bis 10:59 Uhr  $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , von 11:00 bis 12:00 Uhr  $18 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Abb. 6: Zusammenhang von  $PM_{10}$  und  $PM_{2.5}$  an allen Messorten und exemplarisch für Bus, Fahrrad und U-Bahn

Abb. 7: Zusammenhang von  $PM_{10}$  und UFP an allen Messorten und exemplarisch für Bus, Fahrrad und U-Bahn

Abb. 8: Median und Quartile der Konzentrationen von  $PM_{10}$  im städtischen Hintergrund (Lothstraße), sowie Konzentrationen von  $PM_{10}$ ,  $PM_{2.5}$  und UFP während der Messungen an den jeweiligen Messorten

Abb. 9: Median und Quartile der Konzentrationen von  $PM_{10}$  im städtischen Hintergrund (Lothstraße), von  $PM_{10}$  und UFP während der Messungen an den jeweiligen Messorten, getrennt nach Jahreszeiten

Abb. 10: Median und Quartile der Konzentrationen von  $PM_{10}$  im städtischen Hintergrund (Lothstraße), von  $PM_{10}$  und UFP während der Messungen an den jeweiligen Messorten, für die Jahre 2005 bis 2009

Abb. 11: Median und Quartile der Konzentrationen von  $PM_{10}$  im städtischen Hintergrund (Lothstraße) und  $PM_{10}$  während der Messungen an den jeweiligen Messorten im Tagesverlauf

Abb. 12: Median und Quartile der Konzentrationen von  $PM_{10}$  im städtischen Hintergrund (Lothstraße) und  $PM_{10}$ , sowie  $PM_{2.5}$  und UFP während der Messungen auf den Teilstrecken der Tram

Abb. 13: Median und Quartile der Konzentrationen von  $PM_{10}$  im städtischen Hintergrund (Lothstraße) und  $PM_{10}$ , sowie UFP während der Messungen auf den Teilstrecken der S- und U-Bahnen

Abb. 14: Median und Quartile der Konzentrationen von  $PM_{10}$  im städtischen Hintergrund (Lothstraße) und  $PM_{10}$ , sowie UFP während der Messungen auf den Verkehrsflächen Außen und Innen

## **7 Tabellenverzeichnis**

Tab. 1: Feinstaubquellen und Größe der emittierten Partikel (Lahl & Steven, 2004)

Tab. 2: Zeitpunkte und Ereignisse während der Fahrt am 08. 10. 2009

Tab. 3: Besondere Ereignisse während der Fahrt am 08.1.2009

Tab. 4: Anzahl und Dauer der Fahrten und Anzahl der Messwerte für jeden Messort

Tab. 5: Korrelation nach Spearman-Rho der einzelnen Messparameter miteinander für alle Messorte

Tab. 6: Regressionsgleichung für  $PM_{2.5}$  und  $PM_{10}$  für die einzelnen Messorte,  $p < 0,001$

Tab. 7: Regressionsgleichung für  $PM_{10}$  und UFP für die einzelnen Messorte,  $p < 0,001$

Tab. 8: Übersicht über die Mediane der Feinstaubfraktionen  $PM_{10}$ ,  $PM_{2.5}$ , UFP und die städtische Hintergrundkonzentration von  $PM_{10}$  (Loth  $PM_{10}$ ) an den einzelnen Messorten

## 8 Literaturverzeichnis

- Aarnio, P., Yli-Tuomi, T., Kousa, A., Mäkelä, T., Hirsikko, A., Hämeri, K., Jantunen, M. (2005). The concentrations and composition of and exposure to fine particles (PM<sub>2.5</sub>) in the Helsinki subway system. *Atmospheric Environment*, 39(28), 5059-5066
- Abu-Allaban, M., Gillies, J. A., Gertler, A. W., Clayton, R., & Proffitt, D. (2003). Tailpipe, resuspended road dust, and brake-wear emission factors from on-road vehicles. *Atmospheric Environment*, 37(37), 5283-5293
- Adams, H. S., Nieuwenhuijsen, M. J., Colville, R. N., McMullen, M. A., & Khandelwal, P. (2001). Fine particle (PM<sub>2.5</sub>) personal exposure levels in transport microenvironments, London, UK. *The Science of the Total Environment*, 279(1-3), 29-44
- Beckers, J., & Koller, U. (2005). Aeorsolforschung in der GSF - Großes Netzwerk für kleine Teilchen (pp. 12). Neuherberg
- Berghmans, P., Bleux, N., Int Panis, L., Mishra, V. K., Torfs, R., & Van Poppel, M. (2009). Exposure assessment of a cyclist to PM<sub>10</sub> and ultrafine particles. *The Science of the Total Environment*, 407(4), 1286-1298
- Boogaard, H., Borgman, F., Kamminga, J., & Hoek, G. (2009). Exposure to ultrafine and fine particles and noise during cycling and driving in 11 Dutch cities. *Atmospheric Environment*, 43(27), 4234-4242
- Braniš, M. (2006). The contribution of ambient sources to particulate pollution in spaces and trains of the Prague underground transport system. *Atmospheric Environment*, 40(2), 348-356
- Briggs, D. J., de Hoogh, K., Morris, C., & Gulliver, J. (2008). Effects of travel mode on exposures to particulate air pollution. *Environment International*, 34(1), 12-22
- Brook, R. D., Rajagopalan, S., Pope, C. A., 3rd, Brook, J. R., Bhatnagar, A., Diez-Roux, A. V., Kaufman, J. D. (2010). Particulate matter air pollution and cardiovascular disease: An update to the scientific statement from the American Heart Association. *Circulation*, 121(21), 2331-2378
- Brown, J. S., Zeman, K. L., & Bennett, W. D. (2002). Ultrafine Particle Deposition and Clearance in the Healthy and Obstructed Lung. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*, 166(9), 1240-1247
- Bruckmann, P. (2009). Welche Anforderungen stellen die neuen europäischen Regelungen zu der Feinstaubfraktion PM<sub>2.5</sub> an den Immissionsschutz. *Immissionsschutz Zeitschrift für Luftreinhaltung, Lärmschutz, Anlagensicherheit, Abfallverwertung und Energienutzung*, 03/2009, 112-116
- CAFE (2004). Clean Air for Europe Working Group on PM. Second Position Paper on Particulate Matter
- Cheng, Y.-H., Liu, C.-C., & Lin, Y.-L. (2009). Levels of ultrafine particles in the Taipei Rapid Transit System. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 14(7), 479-486
- Cheng, Y.-H., & Yan, J.-W. (2011). Comparisons of particulate matter, CO, and CO<sub>2</sub> levels in underground and ground-level stations in the Taipei mass rapid transit system. *Atmospheric Environment*, 45(28), 4882-4891
- Cheng, Y., Liu, Z., & Yan, J. (2012). Comparisons of PM<sub>10</sub>, PM<sub>2.5</sub>, particle number, and CO<sub>2</sub> levels inside Metro trains traveling in underground tunnels and on elevated tracks. *Aerosol and Air Quality Research* (12), 879-891
- Chillrud, S. N., Epstein, D., Ross, J. M., Sax, S. N., Pederson, D., Spengler, J. D., & Kinney, P. L. (2004). Elevated airborne exposures of teenagers to manganese, chromium, and iron from steel dust and New York City's subway system. *Environmental Science & Technology*, 38(3), 732-737

- CLRTAP (2013). Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution, Transboundary particulate matter in Europe - Status report 2013. In European Monitoring and Evaluation Programme (Ed.), (Vol. 4/2013)
- Cohen, J. (2013). Statistical power analysis for the behavioral sciences: Lawrence Erlbaum Associates, Routledge
- Colombi, C., Angius, S., Gianelle, V., & Lazzarini, M. (2013). Particulate matter concentrations, physical characteristics and elemental composition in the Milan underground transport system. *Atmospheric Environment*, 70(0), 166-178
- Dockery, D. W., Pope, C. A., 3rd, Xu, X., Spengler, J. D., Ware, J. H., Fay, M. E., Speizer, F. E. (1993). An association between air pollution and mortality in six U.S. cities. *The New England Journal of Medicine*, 329(24), 1753-1759
- EEA. (2013). Every breath we take - Improving Air Quality in Europe. Luxemburg: European Environment Agency
- EU. (2008). *Richtlinie 2008/50/EG des Europäischen Parlaments und des Rats der Europäischen Union*
- EU. (2013). Fact sheet, Cleaner Air for All: Europäische Kommission.
- Fensterer, V., Küchenhoff, H., Maier, V., Wichmann, H.-E., Breitner, S., Peters, A., Cyrys, J. (2014). Evaluation of the impact of low emission zone and heavy traffic ban in munich (Germany) on the reduction of PM10 in ambient air. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 11(5), 5094-5112
- Foster, W. M. (1999). *Deposition and clearance of inhaled particles*. New York: Academic Press
- Friket, M. (1931). Sur la cause des accidents survenues dans la vallee de la Meuse, lors des brouillards de decembre 1930. *Bulletin Academic Royal Medicine Belgique*, 11, 683-734
- Fromme, H., Heitmann, D., Dietrich, S., Schierl, R., Körner, W., Kiranoglu, M., Twardella, D. (2008). Raumluftqualität in Schulen—Belastung von Klassenräumen mit Kohlendioxid (CO<sub>2</sub>), flüchtigen organischen Verbindungen (VOC), Aldehyden, Endotoxinen und Katzenallergenen. *Gesundheitswesen*, 70(2), 88-97
- Fromme, H., Twardella, D., Dietrich, S., Heitmann, D., Schierl, R., Liebl, B., & Rüdén, H. (2007). Particulate matter in the indoor air of classrooms—exploratory results from Munich and surrounding area. *Atmospheric Environment*, 41(4), 854-866
- Furuya, K., Kudob, Y., Okinagac, K., Yamukib, M., Takahashid, S., Arakie, Y., & Hisamatsu, Y. (2001). Seasonal variation and their characterization of suspended particulate matter in the air of subway stations. *Journal of Trace and Microprobe Techniques* 19(4), 469-485
- Giugliano, M., Lonati, G., Butelli, P., Romele, L., Tardivo, R., & Grosso, M. (2005). Fine particulate (PM<sub>2.5</sub>–PM<sub>1</sub>) at urban sites with different traffic exposure. *Atmospheric Environment*, 39(13), 2421-2431
- Hartog, J. J., Boogaard, H., Nijland, H., & Hoek, G. (2011). Do the health benefits of cycling outweigh the risks? *Ciencia & Saude Coletiva*, 16(12), 4731-4744
- HLUG. Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie (2014). Feinstaub (PM<sub>10</sub>)
- Hudda, N., Kostenidou, E., Sioutas, C., Delfino, R. J., & Fruin, S. A. (2011). Vehicle and driving characteristics that influence in-cabin particle number concentrations. *Environmental Science & Technology*, 45(20), 8691-8697
- Iijima, A., Sato, K., Yano, K., Tago, H., Kato, M., Kimura, H., & Furuta, N. (2007). Particle size and composition distribution analysis of automotive brake abrasion dusts for the evaluation of antimony sources of airborne particulate matter. *Atmospheric Environment*, 41(23), 4908-4919



- Kam, W., Cheung, K., Daher, N., & Sioutas, C. (2011). Particulate matter (PM) concentrations in underground and ground-level rail systems of the Los Angeles Metro. *Atmospheric Environment*, 45(8), 1506-1516
- Kappos, A. D., Bruckmann, P., Eikmann, T., Englert, N., Heinrich, U., Hoppe, P., Wichmann, H. E. (2004). Health effects of particles in ambient air. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 207(4), 399-407
- Karlsson, H. L., Nilsson, L., & Moller, L. (2005). Subway particles are more genotoxic than street particles and induce oxidative stress in cultured human lung cells. *Chemical Research in Toxicology*, 18(1), 19-23
- Kassomenos, P., Vardoulakis, S., Chaloulakou, A., Grivas, G., Borge, R., & Lumbreras, J. (2012). Levels, sources and seasonality of coarse particles (PM10–PM2.5) in three European capitals – Implications for particulate pollution control. *Atmospheric Environment*, 54(0), 337-347
- Katsouyanni, K., Touloumi, G., Samoli, E., Gryparis, A., Le Tertre, A., Monopolis, Y., Schwartz, J. (2001). Confounding and effect modification in the short-term effects of ambient particles on total mortality: results from 29 European cities within the APHEA2 project. *Epidemiology*, 12(5), 521-531.
- Kingham, S., Longley, I., Salmond, J., Pattinson, W., & Shrestha, K. (2013). Variations in exposure to traffic pollution while travelling by different modes in a low density, less congested city. *Environmental Pollution*, 181, 211-218
- Klepczynska Nystrom, A., Svartengren, M., Grunewald, J., Pousette, C., Rodin, I., Lundin, A., Larsson, B. M. (2010). Health effects of a subway environment in healthy volunteers. *European Respiratory Journal*, 36(2), 240-248
- Knibbs, L. D., Cole-Hunter, T., & Morawska, L. (2011). A review of commuter exposure to ultrafine particles and its health effects. *Atmospheric Environment*, 45(16), 2611-2622
- Knibbs, L. D., & de Dear, R. J. (2010). Exposure to ultrafine particles and PM2.5 in four Sydney transport modes. *Atmospheric Environment*, 44(26), 3224-3227
- Krewski, D., Burnett, R. T., Goldberg, M., Hoover, K., Siemiatycki, J., Abrahamowicz, M., White, W. (2005). Reanalysis of the Harvard Six Cities Study, part II: sensitivity analysis. *Inhalation Toxicology*, 17(7-8), 343-353
- Krewski, D., Burnett, R. T., Goldberg, M., Hoover, K., Siemiatycki, J., Abrahamowicz, M., & White, W. (2005). Reanalysis of the Harvard Six Cities Study, part I: validation and replication. *Inhalation Toxicology*, 17(7-8), 335-342
- Krewski, D., Burnett, R. T., Goldberg, M. S., Hoover, B. K., Siemiatycki, J., Jerrett, M., White, W. H. (2003). Overview of the reanalysis of the Harvard Six Cities Study and American Cancer Society Study of Particulate Air Pollution and Mortality. *Journal of Toxicology and Environmental Health Part A*, 66(16-19), 1507-1551
- Krewski, D., Jerrett, M., Burnett, R. T., Ma, R., Hughes, E., Shi, Y., Tempalski, B. (2009). Extended follow-up and spatial analysis of the American Cancer Society study linking particulate air pollution and mortality. *Research Report Health Effects Institute* (140), 5-114; discussion 115-136
- Kreyling, W. G., Semmler-Behnke, M., & Möller, W. (2006). Ultrafine particle–lung interactions: does size matter? *Journal of Aerosol Medicine*, 19(1), 74-83
- Lahl, U., & Steven, W. (2004). Reduzierung von Partikelimmissionen - eine gesundheitspolitische Schwerpunktaufgabe. *Gefahrstoffe Reinhaltung der Luft*, 64(7/8)
- Lepeule, J., Laden, F., Dockery, D., & Schwartz, J. (2012). Chronic exposure to fine particles and mortality: an extended follow-up of the Harvard Six Cities study from 1974 to 2009. *Environmental Health Perspectives*, 120(7), 965-970
- LfU (2014) Bayerisches Landesamt für Umwelt. Lufthygienisches Landesüberwachungssystem Bayern - Messstation München Lothstraße

- LfU (2013). Bayerisches Landesamt für Umwelt. Lufthygienischer Jahresbericht 2012
- Logan, W. P. (1953). Mortality in the London fog incident, 1952. *Lancet*, 1(6755), 336-338
- Lonati, G., Giugliano, M., & Cernuschi, S. (2006). The role of traffic emissions from weekends' and weekdays' fine PM data in Milan. *Atmospheric Environment*, 40(31), 5998-6011
- Lukewille, A., Bertok, I., Amann, M., Cofala, J., Gyarmas, F., Heyes, C., Schopp, W. (2001). A framework to estimate the potential and costs for the control of fine particulate emissions in Europe: International Institute for Applied Systems Analysis, Laxenburg, Austria.
- Mills, C. A. (1949). The Donora disaster. *Journal of the American Medical Association*, 140(6), 556-557
- Mugica-Álvarez, V., Figueroa-Lara, J., Romero-Romo, M., Sepúlveda-Sánchez, J., & López-Moreno, T. (2012). Concentrations and properties of airborne particles in the Mexico City subway system. *Atmospheric Environment*, 49(0), 284-293
- MVV (2014). Münchner Verkehrs- und Tarifverbund. MVV in Zahlen.
- Peters, A. (2005). Particulate matter and heart disease: evidence from epidemiological studies. *Toxicology and Applied Pharmacology*, 207(2 Suppl), 477-482
- Pope, C. A., 3rd, Burnett, R. T., Thun, M. J., Calle, E. E., Krewski, D., Ito, K., & Thurston, G. D. (2002). Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution. *The Journal of the American Medical Association*, 287(9), 1132-1141
- Pope, C. A., 3rd, Ezzati, M., & Dockery, D. W. (2009). Fine-particulate air pollution and life expectancy in the United States. *The New England Journal of Medicine*, 360(4), 376-386
- Pope, C. A., 3rd, Thun, M. J., Namboodiri, M. M., Dockery, D. W., Evans, J. S., Speizer, F. E., & Heath, C. W., Jr. (1995). Particulate air pollution as a predictor of mortality in a prospective study of U.S. adults. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*, 151(3 Pt 1), 669-674
- Qadir, R., Abbaszade, G., Schnelle-Kreis, J., Chow, J., & Zimmermann, R. (2013). Concentrations and source contributions of particulate organic matter before and after implementation of a low emission zone in Munich, Germany. *Environmental Pollution*, 175, 158-167
- Querol, X., Alastuey, A., Ruiz, C. R., Artiñano, B., Hansson, H. C., Harrison, R. M., Schneider, J. (2004). Speciation and origin of PM10 and PM2.5 in selected European cities. *Atmospheric Environment*, 38(38), 6547-6555
- Quiros, D. C., Lee, E. S., Wang, R., & Zhu, Y. (2013). Ultrafine particle exposures while walking, cycling, and driving along an urban residential roadway. *Atmospheric Environment*, 73, 185-194
- Rahman, I., & MacNee, W. (2000). Oxidative stress and regulation of glutathione in lung inflammation. *European Respiratory Journal*, 16(3), 534-554
- Rauterberg-Wulff, A., & Lutz, M. (2011). Wirkungsuntersuchungen zur Umweltzone Berlin. *Umwelt und Mensch - Informationsdienst*, 4, 11-18
- Salma, I., Weidinger, T., & Maenhaut, W. (2007). Time-resolved mass concentration, composition and sources of aerosol particles in a metropolitan underground railway station. *Atmospheric Environment*, 41(37), 8391-8405
- Samet, J. M., Zeger, S. L., Dominici, F., Currier, F., Coursac, I., Dockery, D. W., Zanobetti, A. (2000). The national morbidity, mortality, and air pollution study. Part II: morbidity and mortality from air pollution in the United States. *Research Report Health Effects Institute*, 94(pt 2), 5-79

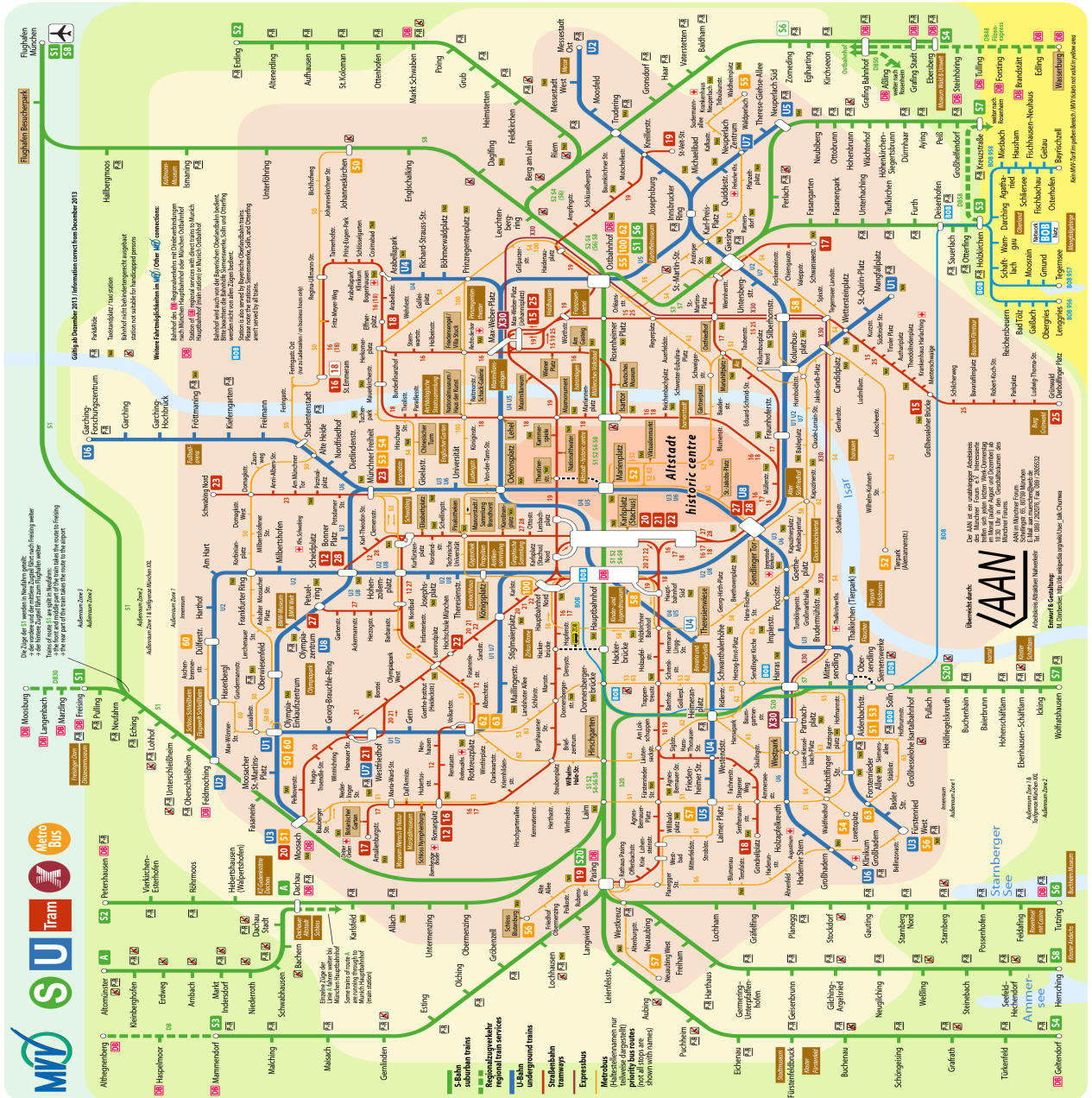
- Seaton, A., Cherrie, J., Dennekamp, M., Donaldson, K., Hurley, J., & Tran, C. (2005). The London Underground: dust and hazards to health. *Occupational and Environmental Medicine*, 62(6), 355-362
- Shen, G. F., Yuan, S. Y., Xie, Y. N., Xia, S. J., Li, L., Yao, Y. K., Wu, H. S. (2014). Ambient levels and temporal variations of PM<sub>2.5</sub> and PM<sub>10</sub> at a residential site in the mega-city, Nanjing, in the western Yangtze River Delta, China. *Journal of Environmental Science and Health Part A Toxic/ Hazardous Substances and Environmental Engineering*, 49(2), 171-178
- Song, W. W., Ashmore, M. R., & Terry, A. C. (2009). The influence of passenger activities on exposure to particles inside buses. *Atmospheric Environment*, 43(39), 6271-6278
- Thorpe, A., & Harrison, R. M. (2008). Sources and properties of non-exhaust particulate matter from road traffic: A review. *Science of The Total Environment*, 400(1-3), 270-282
- Thorpe, A. J., Harrison, R. M., Boulter, P. G., & McCrae, I. S. (2007). Estimation of particle resuspension source strength on a major London Road. *Atmospheric Environment*, 41(37), 8007-8020
- UBA (2013). Umweltbundesamt, Luftschadstoffemissionen in Deutschland
- Valavanidis, A., Fiotakis, K., & Vlachogianni, T. (2008). Airborne particulate matter and human health: toxicological assessment and importance of size and composition of particles for oxidative damage and carcinogenic mechanisms. *Journal of Environmental Science and Health Part C Environmental Carcinogenesis and Ecotoxicology Reviews*, 26(4), 339-362
- van Berlo, D., Hullmann, M., & Schins, R. P. (2012). Toxicology of ambient particulate matter. *Molecular, Clinical and Environmental Toxicology* (pp. 165-217): Springer, Heidelberg
- Wåhlin, P., Berkowicz, R., & Palmgren, F. (2006). Characterisation of traffic-generated particulate matter in Copenhagen. *Atmospheric Environment*, 40(12), 2151-2159
- Zhu, Y., Eiguren-Fernandez, A., Hinds, W. C., & Miguel, A. H. (2007). In-cabin commuter exposure to ultrafine particles on Los Angeles freeways. *Environmental Science & Technology*, 41(7), 2138-2145
- Zuurbier, M., Hoek, G., Oldenwening, M., Lenters, V., Meliefste, K., van den Hazel, P., & Brunekreef, B. (2010). Commuters' exposure to particulate matter air pollution is affected by mode of transport, fuel type, and route. *Environmental Health Perspectives*, 118(6), 783-789
- Zuurbier, M., Hoek, G., van den Hazel, P., & Brunekreef, B. (2009). Minute ventilation of cyclists, car and bus passengers: an experimental study. *Environmental Health*, 8, 48

## 9 Anhang

Anzahl der Messwerte und Median (25. und 75. Perzentile) der einzelnen Messparameter pro Messort, VF = Verkehrsfläche

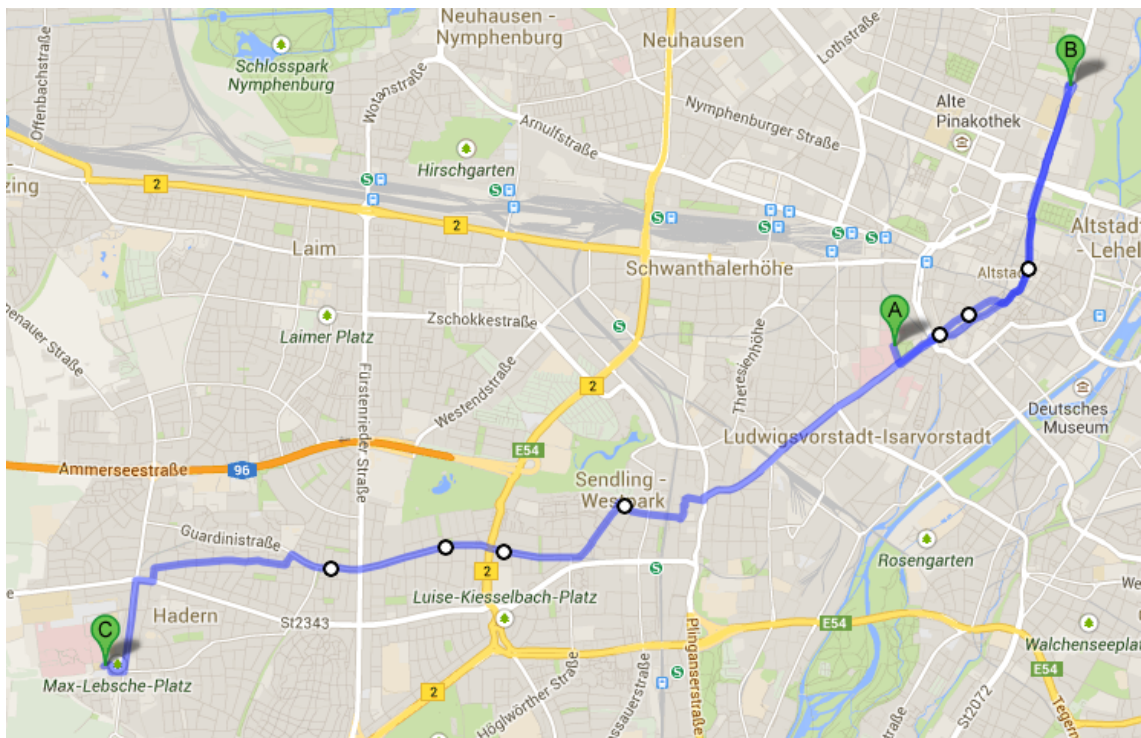
		PM <sub>10</sub> (µg/m³)	PM <sub>2,5</sub> (µg/m³)	PM <sub>1,0</sub> (µg/m³)	Loth (µg/m³)	UFP (Partikel/cm³)	CO <sub>2</sub> (ppm)
Bus	N	1464	1464	1464	1354	1183	1405
		51,8 (29,7; 127)	17,3 (10,3; 28,1)	10,1 (5,8; 16,8)	28 (22; 37)	22596 (14584; 37444)	677 (580; 821)
Tram	N	795	795	795	795	673	744
		39,8 (22,8; 79,8)	13,1 (6,7; 24,0)	8,0 (4,2; 16,6)	22 (14; 32)	15042 (11490; 21513)	570 (486; 694)
U-Bahn	N	981	981	981	971	668	877
		82,6 (45,1; 119)	38,5 (21,2; 56)	21,1 (12,3; 29,3)	22 (10; 36)	9620 (7819; 13165)	673 (551; 822)
S-Bahn	N	984	984	984	984	566	949
		27,3 (18,2; 40,7)	12,3 (8,9; 18,5)	10,4 (7,4; 15,7)	21 (17; 32)	8687 (5283; 12027)	739 (631; 892)
VF Außen	N	1757	1757	1757	1721	1298	1609
		25,6 (16,4; 45,8)	12,3 (6,8; 22,2)	8,9 (4,6; 17,6)	22 (13; 31)	15113 (8720; 27369)	456 (402; 500)
VF Innen	N	1364	1364	1364	1364	998	1249
		100,7 (64,3; 145)	45,3 (26,1; 65,2)	24,5 (16,3; 33,8)	21 (11; 32)	12514 (8909; 18721)	586 (527; 678)
Fahrrad	N	799	799	799	799	271	647
		25,1 (17,1; 41,9)	8,1 (5,3; 15,5)	5,8 (3,4; 12,2)	22 (12; 29)	16756 (12138; 24408)	454 (435; 477)
alle	N	8144	8144	8144	7988	5657	7480
		42,4 (23,2; 92,4)	17,0 (9; 34,8)	12,3 (6,1; 22,2)	22 (14; 33)	14045 (9261; 22955)	571 (475; 713)

## Streckenplan für Tram, Bus, S- und U-Bahn im Großraum München



Quelle und Rechte: „Verkehrsnetz München“ von Maximilian Dörrbecker (Chumwa) - Self made (logos used: DB, MVV, S-Bahn, U-Bahn, Tram, Bus, Taxi, Baustelle, Rollstuhl, P+R; some are modified). Lizenziert unter Creative Commons Attribution-Share Alike 2.5 über Wikimedia Commons - [http://commons.wikimedia.org/wiki/File:Verkehrsnetz\\_M%C3%BCnchen.png#mediaviewer/File:Verkehrsnetz\\_M%C3%BCnchen.png](http://commons.wikimedia.org/wiki/File:Verkehrsnetz_M%C3%BCnchen.png#mediaviewer/File:Verkehrsnetz_M%C3%BCnchen.png)  
 Quelle: Münchner Tarif und Verkehrsgesellschaft

## Stadtplanausschnitt München mit Fahrradstrecken



A: Institut, B: Hauptgebäude LMU, C: Klinikum Großhadern

Quelle und Rechte: google maps Kartendaten © 2014 GeoBasis-DE/BKE (©2009), Google

08.10.09

*E*

Messfahrt: U6 - Bus 54 - ~~845546653~~ - U6 ST-HA - LP - MF - ~~me~~ ST

Datum	Zeit	Fahrgäste	Tür auf / zu	Besonderheiten
08.10.19	9:04			Kissung starten
	10			VORZ
	12			STZ
	14			STUB
	15	total voll		UBahn 3
	16			(H) Gethelpte
	18			(H) Pocciste
	19			(H) Impler 1RAUS
				Impler UBahn
	21	Leer		U6 -> HAZZAS, Rein
	23			RAUS (H) HAZZAS
	24			HZ
	25			H4 drauffahren
	26	Autos verladen Leer - wichtig		Ha Bustaltestille andere SBahn Unterführung
	27			Reisende Sitze vorbeie, Bus hält
	29			2 Bus halten, einsteigen (Türen offen)
	31			Bus vor uns fährt los
	32	Leer	Autos verladen	Bus fährt los
	33		Leer	(H) Pocciste
			Bus hält nicht	(H) Fernpassste
	36	Verlade wichtig - voll		(H) Kisse - Kioske Sach - P
	37	Verlade Leer	Autos verladen	(H) Ethalste
	38	Verlade wichtig	Bus hält nicht	(H) Weidenfels
	43	Verlade wichtig		(H) Wildfangel
	46	"	Leer	(H) Kassewagen
			Halt	(H) Kassewagen
	47			(H) Corallo Plate, RAUS
	48			CP aufpassen an Bustaltest
	49			Wankende Bus fährt los
	10:00			Bus fährt ein
	10:01			einsteigen





Messfahrt: 46-Bus 54-54-46

11-12  
18.12.09

Datum	Zeit	Fahrgäste	Tür auf / zu	Besonderheiten
08.10.09	10:54	leer	11 11	⊕ Ostbhf
	56			wieder los
	57			⊕ Adm. platz
	58			⊕ Grillplatz
	11:00			⊕ Prinzregentplatz
	102			⊕ Galilei platz
	103			⊕ Wechselstz.
	106			⊕ Heerwiese P
	108			⊕ Karmelviachstr
	11/12			⊕ Tücherplatz
	1			⊕ Hieslerstr
		keine Halt		⊕ Chin. Turm
	16			⊕ Thierstr
	17/18			⊕ Güterstz
	19			⊕ Heerzollstr
	22			⊕ HFR AUS (Baustraße)
	27:28			M72 (Baustraße)
	30			Werb
	35	voll		einsteigen
	36			⊕ Güter
	37	wittel		⊕ Uni
	39			⊕ Adm. platz
	40-41			⊕ Odeonsplatz
	42			⊕ ST. raus
	43			STZ
	45, 46			ST, Raus
	50			im F
	12:00			Aus

## **10 Danksagung**

Mein Dank gilt Herrn Prof. Dr. med. Dennis Nowak, der so freundlich war, mir die Durchführung meiner Dissertationsarbeit am Institut und Poliklinik für Arbeits-, Sozial und Umweltmedizin zu ermöglichen.

Meinem Betreuer, Herrn Dr. rer. nat. Rudolf Schierl danke ich außerordentlich für das Bereitstellen dieses Themas, sowie seine unendliche Geduld und Unterstützung. Er hat bereitwillig meine Fragen mit zahlreichen Anregungen beantwortet und mich immer wieder motiviert.

Ein besonderer Dank gilt auch Frau Elisabeth Wurst, Herrn Isaak Quoroli und Herrn Michael Müller für die tatkräftige Unterstützung bei der Durchführung der Messfahrten. Ohne sie wäre diese Arbeit nicht möglich gewesen.

Meiner Familie und meinen Freunden, allen voran meinem Mann Julius danke ich von Herzen für die Unterstützung und Ermutigung, auch in schwierigen Zeiten durchzuhalten und mein Ziel zu verfolgen. Meinem Vater Peter Kraft danke ich dafür, dass er immer an mich glaubt. Daniel Bauer danke ich neben freundschaftlichem Zuspruch besonders für die Klärung statistischer und formaler Unsicherheiten.

# Eidesstattliche Versicherung

Wermelt, Mia Marike

---

Name, Vorname

Ich erkläre hiermit an Eides statt,dass ich die vorliegende Dissertation mit dem Thema

Bestandsaufnahme einer individuellen Feinstaubaufnahme in öffentlichen Verkehrsmitteln im Großraum München über die Jahre 2005 bis 2009

selbständig verfasst, mich außer der angegebenen keiner weiteren Hilfsmittel bedient und alle Erkenntnisse, die aus dem Schrifttum ganz oder annähernd übernommen sind, als solche kenntlich gemacht und nach ihrer Herkunft unter Bezeichnung der Fundstelle einzeln nachgewiesen habe.

Ich erkläre des Weiteren, dass die hier vorgelegte Dissertation nicht in gleicher oder in ähnlicher Form bei einer anderen Stelle zur Erlangung eines akademischen Grades eingereicht wurde.

München, den 04.11.2015

---

Ort, Datum Unterschrift

---

Doktorandin/Doktorand